CACEA FURLAN MAGGI

IMPACTOS DA APLICAÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA EM LATOSSOLO CULTIVADO COM SOJA

MARINGÁ
PARANÁ - BRASIL
SETEMBRO – 2009

CACEA FURLAN MAGGI

IMPACTOS CAUSADOS DA APLICAÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA EM LATOSSOLO CULTIVADOS COM SOJA

Tese apresentada à Universidade Estadual de Maringá, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Agronomia, área de concentração em produção vegetal, para obtenção do título de Doutor em Agronomia.

MARINGÁ
PARANÁ – BRASIL
SETEMBRO – 2009

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

Maggi, Cacea Furlan
M193i Impactos causados da aplicação de água residuária de suinocultura em latossolo cultivados com soja / Cacea Furlan Maggi. -- Maringá, 2009.
101 f. : il. color., figs.

Orientador : Prof. Dr. Paulo Sergio Lourenço de Freitas.
Tese (doutorado) - Universidade Estadual de Maringá, Programa de Pós-Graduação em Agronomia, 2009.

1. Água residuária - Agricultura. 2. Suinocultura - Água residuária - Agricultura. 3. Suinocultura - Água residuária - Cultura da soja. 4. Água residuária - Suinocultura - Cultivo da soja - Impactos. I. Freitas, Paulo Sergio Lourenço de, orient. II. Universidade Estadual de Maringá. Programa de Pós-Graduação em Agronomia. III. Título.

CDD 21.ed. 628.7466

CACEA FURLAN MAGGI

IMPACTOS CAUSADOS DA APLICAÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA EM LATOSSOLO CULTIVADOS COM SOJA

Tese apresentada à Universidade Estadual de Maringá, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Agronomia, área de concentração em produção vegetal, para obtenção do título de Doutor em Agronomia.

APROVADA, em 10 de setembro de 2009

Prof. Dr. Antonio Saraiva Muniz (Coorientador)	Prof. Dr. Silvio Cesar Sampaio (Conselheiro)
Prof. Dr. Altair Bertonha (Conselheiro)	Prof^{a}. Drª Maritane Prior (Conselheiro)

Prof. Dr. Paulo Sergio Lourenço de Freitas
(Orientador)

A meus pais Licério e Lucinda, aos meus irmãos Marcio, Junior e Gerson, pelo apoio, carinho e compreensão em todos os momentos,

DEDICO

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela oportunidade de conclusão de mais essa etapa de minha vida.

Ao Prof. Dr. Paulo Sergio Lourenço de Freitas pela orientação, atenção e dedicação no desenvolvimento deste trabalho.

À Universidade Estadual de Maringá, ao Departamento de Agronomia e ao Curso de Pós-graduação em Agronomia pela oportunidade de realização do curso de doutorado.

À CAPES pela concessão de bolsa de estudos.

À Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), Campus Cascavel pela acolhida e oportunidade de realização do experimento e de parte das análises.

Ao professor Dr. Silvio César Sampaio (UNIOESTE) pela disponibilidade e coorientação do trabalho.

Aos Professores do curso de pós-graduação em Agronomia da UEM, pelas disciplinas ministradas durante o curso.

À minha família pelo apoio, compreensão nos momentos de ausência.

Aos amigos, pela dedicação e incentivo que muito me ajudaram nos momentos difíceis. Pelo convívio agradável e pelos momentos de descontração.

A todos que de uma forma ou outra contribuíram para a realização deste trabalho.

Muitíssimo Obrigado!

BIOGRAFIA

CACEA FURLAN MAGGI, filha dos agricultores Licério Luiz Maggi e Lucinda Furlan Maggi, nasceu no município de Cascavel, no estado do Paraná, em 27 de maio de 1980.

Em março de 1999, iniciou o curso de Engenharia Agrícola na Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Trabalhou em sua iniciação científica com Eficiência na Uniformidade de irrigação por aspersão.

Em março de 2004, iniciou o curso de Mestrado em Engenharia Agrícola, do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, na área de recursos hídricos e meio ambiente, a conclusão foi em fevereiro de 2006, com a apresentação da dissertação “Determinação do índice de disponibilidade de umidade para a região oeste do Paraná” sob orientação do Prof. Dr. Benedito Martins Gomes.

Em março de 2006, iniciou o curso de Doutorado em Agronomia na área de Produção Vegetal, do Programa de Pós-graduação em Agronomia, da Universidade Estadual de Maringá, concluindo em setembro de 2009 com a apresentação da tese “Impactos causados da aplicação de água residuária de suinocultura em LATOSSOLO cultivados com soja” sob orientação do Prof. Dr. Paulo Sergio Lourenço de Freitas.

ÍNDICE

RESUMO vii
ABCTRACT ix
1 INTRODUÇÃO 1
2 REVISÃO DE LITERATURA 3
2.1 Reuso de água 3
2.2 Utilização de água residuária de suinocultura como fertilizante 6
2.3 Percolação da solução do solo 9
3 MATERIAL E MÉTODOS 13
3.1 Descrição da área: 13
3.2 Caracterização química do solo dos lisímetros 13
3.3 Implantação do experimento 15
3.3.1 Histórico da área experimental 15
3.4 Água residuária de suinocultura (ARS) 16
3.4.1 Obtenção e caracterização da ARS 16
3.4.2 Aplicação da ARS 17
3.4.3 Análise do resíduo 17
3.5 Tratamentos 18
3.6 Delineamento experimental 20
3.7 Características avaliadas na cultura da soja 21
3.7.1 Produtividade 21
3.9 Coleta e análise do solo 21
3.10 Coleta e análise do percolado 22
3.11 Distribuição da precipitação no período experimental 22
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO 24
4.1 Análise do pH do solo e do percolado 24
4.2 Análise do Cálcio (Ca) do solo e do percolado 28
4.3 Análise do magnésio (Mg) no solo e percolado 34
4.4 Análise de potássio (K) no solo e percolado 41
4.5 Relações de Mg/K, Ca/Mg e Ca/K no solo 50
4.5 Análise de Fósforo (P) do solo e do percolado 60

4.6 Análise de Carbono orgânico (C. O.) no solo. 70
4.7 Análise de Nitrogênio total (N) no solo e no percolado..... 72
4.8 Capacidade de cátions (CTC) e da soma de base (SB) no solo 80
4.9 Condutividade Elétrica (CE) do percolado..... 83
4.10 Produtividade da cultura da soja 85
5 CONCLUSÕES 88
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 90

RESUMO

MAGGI, Cacea Furlan. D. R. Universidade Estadual de Maringá, setembro de 2009. **Impactos causados da aplicação de água residuária de suinocultura em latossolo cultivados com soja.** Orientador: Paulo Sergio Lourenço de Freitas. Conselheiros: Silvio César Sampaio, Antonio Saraiva Muniz e Altair Bertonha.

Este trabalho teve como objetivos avaliar os possíveis impactos causados no solo e percolado dos lisímetros de drenagem com a aplicação de diferentes taxas de água residuária de suinocultura durante o ciclo da cultura da soja bem como avaliar a produtividade da mesma. O experimento foi conduzido no Núcleo Experimental de Engenharia Agrícola da UNIOESTE, o solo foi classificado como LATOSSOLO VERMELHO Distroférrico típico. Na área havia vinte e quatro lisímetros de drenagem, onde foi semeado a soja, cultivar CD 214. Foram aplicadas ao solo quatro taxas de água residuária de suinocultura (ARS) (0; 100; 200 e 300 m^3 ha^{-1}) sete dias antes da semeadura, em uma única aplicação, combinadas com duas adubações na semeadura (com adição e sem adição da adubo recomendado na semeadura) e três repetições por tratamento. Realizaram-se três coletas de solo em cada parcela experimental, a primeira aos 40 dias após a semeadura (DAS), a segunda aos 72 DAS e a terceira no final do ciclo da cultura (117 DAS). Avaliou-se o pH, cálcio, magnésio, potássio, fósforo, carbono orgânico, nitrogênio total, capacidade de troca de catiônica e soma de bases. Nas mesmas datas de coletas de solo foram realizadas coletas do material percolado dos lisímetros no qual foi determinado o pH, cálcio, magnésio, potássio, fósforo, nitrogênio total, nitrato e condutividade elétrica. Avaliou-se a produtividade, número de vagens por planta, número de semente por planta e número de sementes por vagem. Para os componentes de produção da cultura da soja o delineamento experimental foi em blocos casualizados em esquema fatorial (4x2) com três repetições. Para a análise química do solo e do percolado o delineamento experimental foi em blocos casualizados em esquema fatorial (4x2) com três repetições e subparcelas no tempo. Com base nos resultados observou-se que

os valores de pH e Ca no solo e no percolado não sofreram influência pela aplicação de ARS e adubação. Os teores de K, P e N no solo aumentaram de acordo com o aumento das taxas de ARS. As concentrações de K, P e nitrato no percolado foram maiores para taxas mais elevadas de ARS. Os valores de pH, Ca e nitrato no percolado reduziram ao longo das coletas. A produtividade não foi influenciada pela aplicação de ARS, nem tão pouco pela adubação.

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

ABCTRACT

MAGGI, Cacea Furlan, D.R. Maringa State University, August 2009. **Impacts of the application of swine wastewater in latosol cultivated with soybean.** Adviser: Paulo Sergio Lourenço de Freitas. Co-advisers: Silvio César Sampaio, Antonio Saraiva Muniz and Altair Bertonha.

The objective of this work was to evaluation the possible impacts of soil and drainage of leaching from lysimeters with different rates of swine wastewater application in soil with soybean and to assess the productivity of it. The experiment was conducted in the UNIOESTE Experimental Center of Agricultural Engineering, the soil was classified as *Clayey Typic Haplusdox.* In the twenty-four had drainage lysimeters it was planted to soybean, cultivar CD 214. Seven days before planting were applied four rates of swine wastewater (ARS) (0, 100, 200 and 300 m^3 ha^{-1}) in a single application, combined with two fertilizer at sowing (with addition and without addition of fertilizer recommended at sowing) and three replicates per treatment. There were three samples of soil in each experimental plot, the first at 40 days after sowing (DAS), the second and third of 72 to the end of the cycle (117 DAS). Evaluated the pH, calcium, magnesium, potassium, phosphorus, organic carbon, total nitrogen, cation exchange capacity and sum of bases. It were collected on the same dates of the soil samples from the lysimeters leaching material in which it was determined the pH, calcium, magnesium, potassium, phosphorus, total nitrogen, nitrate and electrical conductivity. The productivity, number of pods per plant, number of seeds per plant and number of seeds per pod was available. The experimental was blocks in factorial (4x2) for the components of the production of soybean. For the experimental blocks in factorial (4x2) and subplots in time for the chemical analysis of soil and leaching. Based on the results the values of pH and Ca in soil and leaching were not influenced by the application of ARS and fertilization. The level of K, P and N in soil increased linearly with the increased rates of ARS. The levels of K, P and nitrate in the leaching were

higher for higher rates of ARS. The values of pH, Ca and nitrate in the leaching decreased over the collections. The yield was not influenced by the application of ARS nor by fertilization.

Key-words: reuse of water, rainage lisimiters, environmental contamination, nutrients readiness.

1 INTRODUÇÃO

Atualmente a suinocultura é uma atividade altamente poluente e deve ser encarada com bastante seriedade no que diz respeito ao destino que se dará aos dejetos dos animais.

Com a evolução da suinocultura, os animais passaram a ser confinados em densidades cada vez maiores, aumentando a quantidade de dejetos produzidos e passando a ser um importante agente impactante. Além disso, o confinamento ocasionou um aumento crescente no uso de água para higienização aumentando o volume dos dejetos e sua diluição.

O produtor deve saber que os dejetos advindo de sua atividade deverão ser devidamente tratados e isso representa um custo adicional no processo produtivo, fato esse irreversível devido ao seu alto potencial poluidor.

Dentre os diversos sistemas de tratamentos, encontram-se os reatores anaeróbios, o uso de lagoas de estabilização, o uso de biodigestores, entre outros.

Os tratamentos das águas residuárias e sua posterior utilização na agricultura são medidas que apresentam diversas vantagens, dentre elas economia de água, de fertilizante mineral e ainda a redução significativa da contaminação orgânica e de patógenos.

A utilização de águas residuárias de suinocultura em lavouras como fertilizante ou como forma de descarte é uma prática rotineira e, às vezes, a única fonte de nutrientes à cultura, sendo uma forma de amenizar os custos da produção, com isso aumentando o lucro das pequenas propriedades.

Ao contrário dos fertilizantes minerais, os dejetos de suínos possuem composição química muito variável, principalmente em função da alimentação e do manejo da água empregados nos criatórios de suínos. Enquanto os fertilizantes minerais são formulados para as 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.

Diante do contexto, esse trabalho teve como objetivo avaliar os possíveis impactos causados no solo e percolado dos lisímetros de drenagem com a aplicação de diferentes taxas de água residuária de suinocultura durante o ciclo da cultura da soja, bem como avaliar a produtividade da mesma.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Reuso de água

A reutilização (reuso) de água, ou o uso de água residuária não é um conceito novo e tem sido praticado em todo o mundo há muitos anos.

Existem relatos de sua prática na Grécia Antiga, com a disposição de esgotos e sua utilização na irrigação. No entanto, a demanda crescente por água tem feito do reuso planejado da água um tema atual e de grande importância.

Neste sentido, deve-se considerar o reuso de água como parte de uma atividade mais abrangente, que é o seu uso racional ou eficiente, o qual compreende também o controle de perdas e desperdícios, e a minimização da produção de efluentes e consumo de água.

Segundo Freitas et al. (2004), a disposição de água residuária de animais no solo é muito usada no mundo, principalmente na Europa e nos Estados Unidos, para fertilização de solos cultivados. Sua aplicação no solo busca uma destinação adequada para a água residuária, baixar custos na sua disposição final, além de proporcionar a melhoria da fertilidade do solo.

No Brasil, o uso de águas residuárias iniciou-se nos engenhos de cana-de-açúcar, com a utilização do efluente originário das destilarias de álcool para irrigação das plantações de cana-de-açúcar. Em 1993, empresas situadas no Estado de São Paulo iniciaram um programa de reuso de água de refrigeração em seus processos de fabricação (LEITE, 2005).

O reuso 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 à implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos: a outorga e a cobrança pelo uso dos recursos hídricos. Este fator contribui ainda mais para que medidas como o reuso tornem-se viáveis. Contudo, a condição atual brasileira não apresenta uma regulamentação específica; faltam os parâmetros sobre o assunto, podendo com isso, acarretar

efeitos indesejáveis, tais como: riscos à saúde pública e ao ecossistema, redução da disponibilidade hídrica em relação à redução da emissão de efluentes, conflitos com as empresas responsáveis pelo abastecimento de água e dificuldades de autorização por parte dos órgãos ambientais (RODRIGUES, 2005).

Segundo Hespanhol (2003), a reutilização de água pode ser direta ou indireta decorrente de ações planejadas ou não:

Reuso indireto não planejado da água: ocorre quando a água, utilizada em alguma atividade humana, é descarregada no meio ambiente e novamente utilizada à jusante, em sua forma diluída, de maneira não intencional e não controlada. Caminhando até o ponto de captação para o novo usuário, a mesma está sujeita às ações naturais do ciclo hidrológico (diluição, autodepuração).

Reuso indireto planejado da água: ocorre quando os efluentes, depois de tratados, são descarregados de forma planejada nos corpos de águas superficiais ou subterrâneas, para serem utilizadas à jusante, de maneira controlada, no atendimento de algum uso benéfico. O reuso indireto planejado da água pressupõe que exista também um controle sobre as eventuais novas descargas de efluentes no caminho, garantindo assim que o efluente tratado estará sujeito apenas à misturas com outros efluentes que também atendam ao requisito de qualidade do reuso objetivado.

Reuso direto planejado da água: ocorre quando os efluentes, após tratados, são encaminhados diretamente do seu ponto de descarga até o local do reuso, não sendo descarregados no meio ambiente. É o caso com maior ocorrência, destinando-se a uso em indústria ou irrigação.

O reuso de água pode ser classificado em duas grandes categorias: potável e não potável. O reuso potável direto é quando o esgoto recuperado, por meio de tratamento avançado, é diretamente reutilizado no sistema de água potável. O reuso potável indireto se dá nos casos em que o esgoto, após o tratamento, é disposto na coleção de águas superficiais ou subterrâneas para diluição, purificação natural e subsequente captação, tratamento e, finalmente, utilizado como água potável; o reuso não potável para fins agrícolas objetiva basicamente a irrigação de plantas alimentícias, tais como árvores frutíferas e cereais, e plantas não alimentícias, assim como pastagens e forrageiras. O

reuso não potável para fins agrícolas é classificado segundo o tipo de cultura que o utiliza, apresentando-se em dois grupos: a) plantas não comestíveis, como na silvicultura, pastagens, fibras e sementes, b) plantas comestíveis cozidas e cruas (WESTERHOFF, 1984).

A agricultura depende, atualmente, de suprimento de água a uma quantidade tal que a sustentabilidade da produção de alimentos não poderá ser mantida, sem o desenvolvimento de novas fontes de suprimento e a gestão adequada dos recursos hídricos convencionais. Esta condição crítica é fundamentada no fato de que o aumento da produção, não pode mais ser efetuado através da expansão de terra cultivada. Salvo algumas exceções, tais como áreas significativas do nordeste brasileiro, que vêm sendo recuperadas para uso agrícola e a terra arável, que em termos mundiais, se aproxima muito rapidamente de seus limites de expansão (HESPANHOL, 2003).

Segundo Freitas et al. (2004), a disposição de água residuária de animais no solo é muito utilizada no mundo, principalmente na Europa e nos Estados Unidos, tanto como técnica de tratamento por escoamento superficial quanto na fertilização de solos cultivados.

Particularmente para o caso de dejetos líquidos de suínos, normalmente seu destino final são áreas muito próximas das unidades de produção, as quais são usadas sucessivamente como local de descarte, principalmente devido à inviabilidade econômica na distribuição desse resíduo a maiores distâncias (SCHMITT, 1995). Essas sucessivas aplicações preocupam sob o ponto de vista ambiental, devido à presença de certos elementos no dejeto, como os metais pesados entre outros. Alguns deles são necessários aos organismos vivos em doses muito pequenas, pois seu excesso pode levar à contaminação do solo e da água.

O crescente reuso de efluentes tratados na agricultura visa promover uma atividade sustentável, preservando as escassas fontes de água e mantendo a qualidade do meio ambiente. As áreas metropolitanas produzem excesso de efluentes, em oposição às áreas periféricas. Dessa forma, o bombeamento desse excesso para áreas de intensa produção agrícola e menor densidade demográfica contribuiria para reduzir os riscos à saúde humana e de contaminação de aquíferos pela disposição direta (HARUVY, 1997).

Brandão et al. (2002) afirmam que o reuso da água na agricultura é um meio de proteção ambiental, já que pode promover a diminuição ou eliminação da eutrofização de recursos hídricos.

2.2 Utilização de água residuária de suinocultura como fertilizante

A suinocultura no Brasil é uma atividade predominante de pequenas propriedades rurais; uma atividade importante do ponto de vista social, econômico e, especialmente, como instrumento de fixação do homem no campo. Em torno de 81,7% dos suínos são criados em unidades de até 100 hectares. Essa atividade é desenvolvida em 46,5% das 5,8 milhões de propriedades existentes no país, empregando mão-de-obra tipicamente familiar e constituindo uma importante fonte de renda e estabilidade social.

A atividade é considerada pelos órgãos ambientais uma "atividade potencialmente causadora de degradação ambiental", sendo enquadrada como de grande potencial poluidor. Pela Legislação Ambiental (Lei 9.605/98 - Lei de Crimes Ambientais), o produtor pode ser responsabilizado criminalmente por eventuais danos causados ao meio ambiente e à saúde dos homens e animais.

Muitos pesquisadores têm estudado os efeitos da aplicação de água residuária sobre as características químicas de solos. King et al. (1985) aplicando água residuária de suinocultura de lagoa anaeróbia em capim-coastcross, nas taxas de 335, 670 e 1340 kg ha^{-1} ano^{-1} de N, obtiveram um aumento na concentração de P na superfície e de K, Na, Ca e Mg em maiores profundidades.

Campelo (1999) avaliou a aplicação de água residuária de suinocultura, em quatro diferentes concentrações de sólidos totais (2,40; 7,00; 16,30 e 26, 90 g L^{-1}) em um ARGILOSSOLO VERMELHO-AMARELO, sem cobertura vegetal, obtendo aumento nas concentrações de Ca, e P nas camadas superficiais do solo.

Freitas et al. (2004) avaliou o efeito da aplicação de quatro lâminas de água e água residuária de suinocultura, bruta e peneirada, sobre os componentes de produção da cultura do milho (*Zea mays L.*) para silagem com

concentrações de DBO de 1111 mg L^{-1} para a água residuária bruta e 1072 mg L^{-1} para água residuária peneirada. Os autores constataram que o uso da água residuária de suinocultura aumentou significativamente os valores de produtividade, altura de plantas, índice e peso de espigas, sendo que a maior produtividade foi verificada para água residuária bruta, sendo 57,8% e 57,6% superiores a testemunha para os tratamentos que receberam água residuária bruta e água residuária peneirada respectivamente.

A utilização de água residuária, como por exemplo, da criação de suínos (FREITAS et al., 2004), ou ainda da água provinda do tratamento de resíduo de curtumes (FERREIRA *et al.,* 2003), apresentou resultados positivos na correção da acidez do solo pelo fato do tratamento destas águas resultarem em aumentos no pH, e ainda aumentos na produção de milho e aveia.

Chateaubriand (1988) observou uma tendência de aumento nas concentrações de P e K disponíveis no solo, na profundidade de 0-20 cm, com aplicação de quatro taxas: 50, 100, 150 e 200 m^3 ha^{-1} de água residuária de suinocultura. Na época de floração das plantas, as maiores concentrações destes nutrientes não foram mantidas no período de colheita do milho, o que foi creditado à remoção pelas plantas.

Queiroz et al. (2004) avaliou o efeito da intensiva aplicação de água residuária de suinocultura (ARS) nas características químicas de um solo PODZÓLICO VERMELHO-AMARELO,cultivado com quatro diferentes espécies de gramíneas forrageiras, a uma taxa de 800 kg ha^{-1} d^{-1} de DBO_5, e observaram que a aplicação de ARS proporcionou um acúmulo de P, K, Na e Zn no solo, na profundidade de 0 – 20 cm, enquanto que as concentrações de Mg e Cu reduziram e de Ca manteve-se igual.

Prior (2008) aplicou 4 taxas de ARS (112,5, 225, 337,5 e 450 m^3 ha^{-1}) na cultura do milho, combinado com duas adubações de solo (50 e 75%), e verificou que a aplicação de ARS promoveu aumento na altura de planta e na produtividade. Sendo que a maior produtividade foi observada para a maior lâmina de ARS aplicada (450 m^3 ha^{-1}) com 75 % de adubação química, sendo que essa produtividade foi 23% superior a testemunha.

Smanhotto (2008) aplicou taxas de 100, 200, 300 m^3 ha^{-1} de ARS durante o ciclo da cultura da soja, em área adubada de acordo com a recomendação para a cultura e outra sem adubação. Verificou que a aplicação

de ARS promoveu aumento no pH, teor de matéria orgânica e capacidade de troca de cátions do solo, o nitrogênio não sofreu influência com a aplicação de ARS e adubação, já as concentrações de nitrato no solo dependenderam das quantidade de ARS aplicadas, maiores taxas de ARS apresentaram maiores concentrações de nitrato na solução do solo. A concentração de fósforo no solo também foi influenciada pela quantidade de ARS aplicada bem como a adubação, sendo que as maiores concentrações de fósforo no solo foram verificadas para a maior taxa de ARS aplicada, e em tratamentos que não receberam adubação.

Hountin et al. (2000) utilizando doses de água residuária de suinocultura correspondentes a 0, 30, 60, 90 e 120 m^3 ha^{-1} aplicadas a um solo de textura média (gleysol) durante 14 anos e cultivado com milho verificaram rendimentos superiores de 16, 26, 33 e 50%, respectivamente, em relação ao tratamento controle não adubado.

Oliveira e Parizotto (1994) aplicando água residuária de suinocultura como suplementação da adubação química (200 Kg ha^{-1} da fórmula 4 – 30 – 10) por 4 anos consecutivos, verificaram que o rendimento de grãos de soja aumentou linearmente com a dose de dejeto aplicada. A dose de 30 m^3 ha^{-1} ARS, promoveu um acréscimo de 23% no rendimento de grãos de soja, em relação ao tratamento adubado quimicamente.

Pereira (2006) aplicou água residuária de suinocultura em plantas de *Brachiária decumbens* e observou um acréscimo que variou de 225 a 338% na produção de matéria seca em relação às plantas que receberam água (testemunha).

Segundo Castro Filho et al., (2003) a aplicação de água residuária de suinocultura em área de pastagem, em uma propriedade no município de Cianorte – PR, aumentou a produção de massa verde em 14 e 26 t. ha^{-1} à cada metro cúbico de dejeto aplicado, nos anos de 2002 e 2003 respectivamente. Nesse mesmo trabalho os autores verificaram um acréscimo de 25% na produção de grãos de soja para dose de 140 m^3 ha^{-1} em solo do município de Palotina – PR.

Assman et al. (2006) aplicaram doses crescentes de água residuária de suinocultura (0, 20, 40, 80, e 120 m^3 ha^{-1}) na cultura da soja em um LATOSSOLO VERMELHO Aluminoférico de textura argilosa, e obtiveram maior

produtividade na maior dose aplicada 120 m^3 ha^{-1}, representando 2.412 Kg ha^{-1}.

Trentin (2004) avaliou a produção de matéria seca acumulada e o acúmulo de N e P na parte aérea das plantas das sucessões das culturas de aveia preta, milho e nabo forrageiro com aplicação de doses crescentes de dejeto líquido de suínos, de 0, 20, 40 e 80 m^3 ha^{-1}. As doses menores de dejeto de suínos aplicados ao solo, como fertilizante, proporcionaram maiores incrementos relativos na produtividade de grãos em relação a maiores doses. À medida que ocorre um aumento na dose de dejeto aplicado, principalmente de 40 para 80 m^3 ha^{-1}, se observa uma diminuição na eficiência de absorção pelas plantas, ou seja, um incremento decrescente na produção. Doses acima de 40 m^3 ha^{-1}, além de serem menos eficientes sob o ponto de vista nutricional, podem representar um risco de contaminação às águas superficiais e de subsuperfície pela infiltração de nutrientes no perfil do solo.

Durigon et al. (2002), em um estudo com aplicação de água residuária de suinocultura em pastagem natural no Rio Grande do Sul, constataram que houve maior produção de matéria seca na pastagem em todas as estações do ano com a aplicação do dejeto líquido de suínos, mas os incrementos foram maiores no verão e na primavera, quando ocorre maior insolação e as temperaturas são mais altas, favorecendo o crescimento vegetativo. Nesse trabalho, a dose de 20 m^3 ha^{-1} proporcionou aumentos de 109% na produção de matéria seca ao final de 48 meses, já com a dose de 40 m^3 ha^{-1}, houve acréscimo de 155%, porém os autores relataram a possível contaminação ambiental causada pela dose 40 m^3 ha^{-1}.

2.3 Percolação da solução do solo

O cultivo de plantas utilizando fertilizantes orgânicos tem contribuído com o aumento da deposição de resíduos no solo, melhorando suas propriedades físicas e químicas, importantes para o desenvolvimento biológico. No entanto, deve-se atentar para o fato de que estes fertilizantes podem conter

coliformes totais e coliformes fecais, e ainda, nitrogênio (N) que poderá ser transformado em NO_3^-, contaminante de águas subterrâneas e de superfície.

Vários são os problemas decorrentes da disposição direta de estercos de animais no solo, destacando-se: contaminação e aumentos na concentração de N, P e Na, na solução do solo (SARTAJ et al., 1997); além da percolação dos mesmos para o lençol freático (GHANG & JANZEN , 1996).

Seganfredo (2001) afirma que um dos problemas mais sérios que podem ocorrer com a aplicação de água residuária de suinocultura nas lavouras, levando-se em conta as repetidas aplicações de grandes quantidades na mesma área, é a poluição das águas, por causa do excesso de nitrogênio, fósforo, potássio e outros nutrientes que ficam no solo, uma vez que as plantas não são capazes de absorver as quantidades aplicadas. Quanto maiores às quantidades desses nutrientes acumulados no solo, maiores são os riscos de perdas por erosão e percolação.

Desse modo, os resíduos poluem o meio através da percolação de sais minerais e nutrientes responsáveis pela eutrofização dos corpos d'água, além da alteração do pH e da microbiota do solo (PEREIRA NETO, 1992).

A maioria dos adubos orgânicos é fonte importante de N, mas, dependendo da concentração, das doses de composto e da frequência de aplicação, há risco ao ambiente em virtude da lixiviação de nitrato e, consequentemente, contaminação das águas subterrâneas. A percolação de nitrato é influenciada pela textura, quantidade de adubo aplicado, tipo de adubação, exigência e absorção de N pelas plantas, quantidade e freqüência de precipitação pluvial, manejo da irrigação, condições de drenagem e dinâmica das transformações do N como mineralização, imobilização e desnitrificação (Campbell et al., 1993).

Segundo Raij (1991), o principal nutriente que pode causar problemas ao ambiente é o nitrogênio, principalmente através de percolação de nitrato para os lençóis freáticos. Existem normas que legislam os recursos hídricos, entre estas estão a Portaria do Ministério da Saúde nº 518 de março de 2004 e a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005 (MANSOR, 2005). A Portaria do Ministério da Saúde nº 518 de março de 2004, estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas

ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade (BRASIL, 2004).

A Resolução do CONAMA 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 as condições e padrões de lançamento de efluentes (BRASIL, 2005).

O nitrogênio é um dos principais constituintes da água residuária de suinocultura, cerca de 50% dele está na forma mineral e, ao ser aplicado tem efeito imediato no crescimento das plantas (BARCELLOS, 1992).

O P tem sido um dos elementos mais estudados do ponto de vista de contaminação ambiental, pois, pode em determinadas situações, atingir redes de drenagem, comprometendo-as pelo processo de eutrofização (MATTIAS, 2006).

Anami et al. (2008) estudaram o processo de percolação de íons nitrato e fosfato em coluna de solo e verificaram que o íon nitrato apresentou elevado potencial de percolação, ao contrário do que ocorreu com o íon fosfato, que apresentou baixo potencial de contaminação. Como o cálcio é mais intensamente absorvido que o amônio, potássio e magnésio, sua percolação não é tão intensa e, na verdade, não chega a ser preocupante em termos de perdas. A percolação do cálcio para camadas mais profundas no solo depende do volume de água percolada, da concentração deste nutriente na solução do solo, da CTC, do tipo de ânion presente na solução e da concentração de CO_2 no solo (NETO et al. 2001).

Chateaubriand (1988) observou aumento de Mg com aplicação de água residuária de suinocultura (ARS). Nas aplicações de 50 a 200 m^3 ha^{-1} de dejetos de suínos no solo, houve uma tendência de aumento de K e P nas profundidades de 0 – 10 e 10 – 20 cm na época de floração, possivelmente devido a mineralização dos dejetos adicionados ao solo sendo que na colheita, os teores destes elementos tendem a cair, em decorrência do alto consumo de nutrientes da planta.

Brito et al. (2007) avaliando a qualidade do lixiviado de solos submetidos à aplicação de vinhaça; observaram que os índices de CE no lixiviado aumentaram com o aumento da aplicação, porém, sem apresentarem problemas de contaminação do lençol freático.

Caovilla et al. (2005) estudando a percolação de nutrientes em colunas de solo cultivado com soja e irrigado com água residuária de suinocultura, 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 concentrações de nitrato, potássio e concentrações de sais.

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

Freitas et al. (2004), com a adição de água residuária da suinocultura observaram que os valores de fósforo apresentaram pequena concentração desse nutriente no percolado dos lisímetros, em decorrência de sua baixa mobilidade no solo, ficando grande parte retida na camada de 0 a 50 cm de profundidade.

De acordo com DJODJIC et al. (2004) depois de transcorridos 3 anos da pesquisa, as perdas de P variaram de 0,03 a 1,09 kg $ha^{-1}ano^{-1}$, mas não foi encontrada uma correlação entre a concentração de P perdido por percolação e o P disponível ou adsorvido no solo. Relatam que os mecanismos de transporte através do solo e as propriedades do subsolo parecem ser mais importantes para a percolação do que a quantidade de P na superfície do solo.

A percolação do potássio ocupa posição intermediária entre o nitrogênio e o fósforo, não é tão intensa quanto o nitrogênio e nem é fixado tão fortemente quanto o fósforo; o risco de percolação do potássio é maior nos solos arenosos e pobres em matéria orgânica com poucas cargas negativas para reter esse cátion (ALCARDE et. al, 2000).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Descrição da área:

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

O clima é do tipo subtropical úmido (Cfa), com precipitação média anual de 1.800 mm, verões quentes, geadas pouco frequentes e tendência de concentração de chuvas nos meses de verão, sem estação seca definida. O município apresenta temperatura média de 20° C e umidade relativa do ar média 75% (IAPAR 1998).

O solo da área experimental foi classificado como LATOSSOLO VERMELHO Distroférrico típico, com relevo suave a ondulado e textura muito argilosa, com composição de 5,90% de areia, 14,73 % de silte e 79,37% de argila (EMBRAPA, 2006).

3.2 Caracterização química do solo dos lisímetros

Coletou-se amostras de solo de cada lisímetro na profundidade 0 – 60 cm, todas essas amostras foram homogenizadas para que formassem uma única amostra composta para determinação da análise química do solo. Através da análise química foi estabelecida a adubação para a cultura da soja. O Quadro 3 apresenta o resultado da análise química do solo na área experimental.

Quadro 3. Resultado da análise química composta do solo coletada nos lisímetros para adubação.

pH	M. O	P	$H+Al^{+3}$	K^{+}	Ca^{+2}	Mg^{+2}	SB	CTC	V
$Cacl_2$	$g.dm^{-3}$	$mg.dm^{-3}$	$cmol_c\ dm^{-3}$						%
6	18,11	4,73	3,42	0,37	6,68	4,18	11,23	14,65	76,6

Na	Cu	Fé	Mn	Zn	Al^{+}	S
		$Mg.dm^{-3}$				
3,52	5,2	11,86	7,15	0,89	0	11,23

Na área experimental havia 24 lisímetros de drenagem, os quais foram construídos de acordo com a metodologia da FAO (1982). Eles estavam distribuídos em 3 linhas com 8 lisímetros, espaçados em 0,6m na largura e 0,4m no comprimento, conforme pode ser observado na figura 1. Cada lisímetro apresentava um volume de $1m^3$ e área de $1,60m^2$ (profundidade de 0,91m e diâmetro superior de 1,43m) compreendendo uma parcela experimental. Em cada parcela havia quatro linhas da cultura; as duas linhas centrais foram consideradas área útil e outras duas, uma em cada lateral dos lisímetros com função de bordadura, representado na Figura 2.

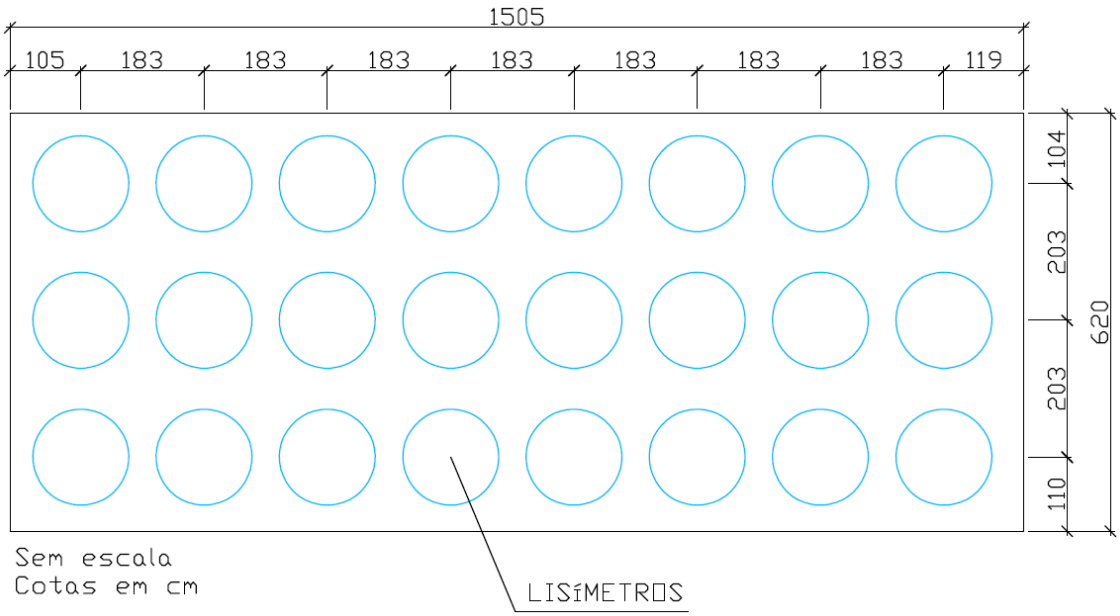


Figura 1. Disposição dos lisímetros na área experimental.

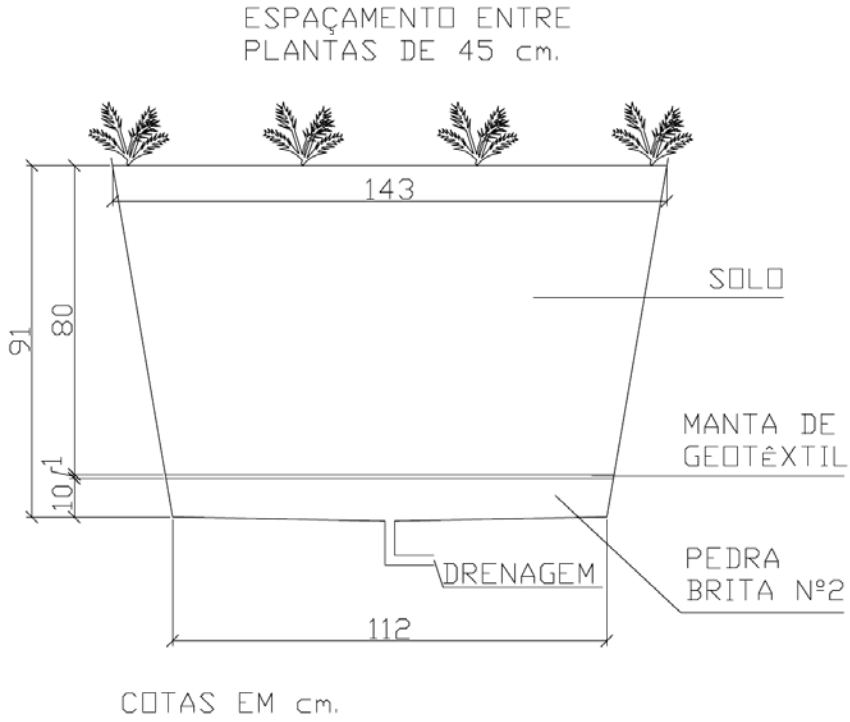


Figura 2. Corte lateral da parcela experimental.

3.3 Implantação do experimento

3.3.1 Histórico da área experimental

Na área experimental, foram conduzidos quatro experimentos consecutivos com aplicação de residuária de suinocultura (ARS).

No primeiro experimento, aplicou-se ARS na cultura da soja, via água de irrigação, por gotejamento em ambiente protegido.

No segundo, foram instalados lisímetros de drenagem para verificar os efeitos da aplicação ARS na cultura do milho, em ambiente protegido e com sistema de irrigação por gotejamento. Após a implantação dos lisímetros, fez-se a caracterização química do solo da área e, visto que os resultados apresentaram heterogeneidade em relação a fertilidade, foram estabelecidos blocos, dividindo-se a área para garantir a correção da acidez e adubação química conforme às necessidades dos blocos.

No terceiro experimento, avaliou-se os efeitos da ARS na cultura da soja em ambiente protegido, com sistema de irrigação localizada.

No quarto, foram avaliados os efeitos da ARS na cultura da aveia preta para produção de grãos, em ambiente aberto e sem sistema de irrigação.

O quinto experimento, que são os resultados deste trabalho, foi conduzido durante o período de novembro de 2007 à abril de 2008.

Na área experimental semeou-se soja, cultivar CD 214, Coodetec (Cooperativa Central de Pesquisa Agrícola) de ciclo precoce, 117 dias. Fez-se semeadura manual, após a colheita da aveia, na densidade de 15 sementes por metro linear, espaçadas entre linhas de 45 centímetros, proporcionando um estande de 300.000 plantas por hectare. A semeadura foi realizada no dia 13 de dezembro de 2007, dia no qual foi considerado como referência para a contagem dos dias após a semeadura (DAS).

O controle de plantas invasoras foi feito através do herbicida glifosato aplicado 10 dias antes do plantio e, durante o ciclo da cultura, o controle de plantas invasoras foi feito com capina manual, sempre que necessário. Não foram realizados outros tratos culturais na soja.

3.4 Água residuária de suinocultura (ARS)

3.4.1 Obtenção e caracterização da ARS

A água residuária de suinocultura utilizada foi coletada em uma propriedade rural onde está instalado um Biossistema Integrado, localizada no município de Toledo, PR. A água residuária coletada foi tratada em um biodigestor, seguido de um tanque de sedimentação e lagoa de estabilização, sendo a tubulação de saída desta, o ponto de coleta, ilustrada na figura 3.

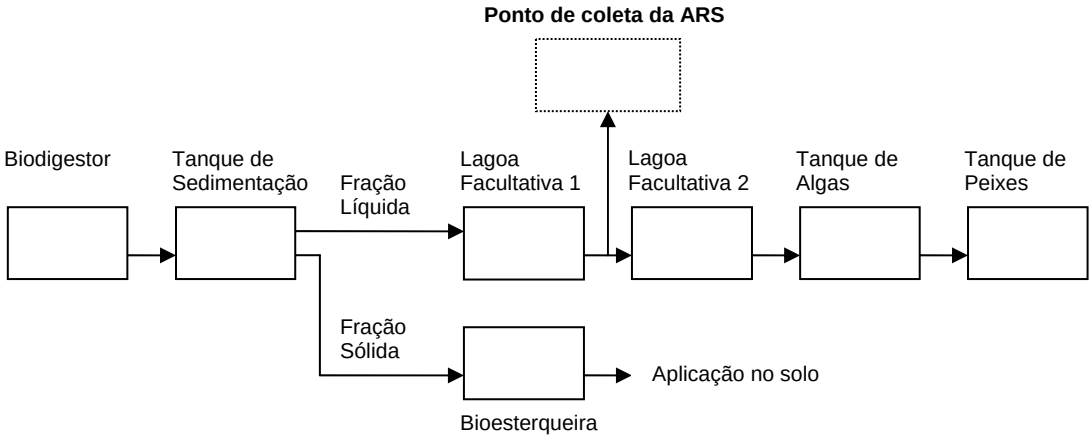


Figura 3. Ponto de coleta da água residuária de suinocultura no biossistema integrado.

3.4.2 Aplicação da ARS

A ARS foi aplicada manualmente, 7 dias antes do plantio, com o auxílio de um regador, em uma única dose, tomando-se o máximo de cuidado para que não houvesse escoamento do resíduo para fora do lisímetro.

3.4.3 Análise do resíduo

No quadro 4 está apresentada a caracterização da ARS.

Quadro 4. Caracterização da água residuária de suinocultura utilizada no experimento.

Parâmetros	
pH ($CaCl_2$)	7,7
Condutividade elétrica (dS m^{-1})	5,43
Turbidez (NTU)	393,00
DBO (mg L^{-1})	945,78
DQO (mg L^{-1})	1322,13
Amônia (mg L^{-1})	466,45
Nitrogênio total (mg L^{-1})	887,00
Nitrato (mg L^{-1})	2,18
Nitrito (mg L^{-1})	2,25
Fósforo total (mg L^{-1})	108,62
Orto fosfato solúvel (mg L^{-1})	76,15
Potássio (mg L^{-1})	462,11
Sódio (mg L^{-1})	26,00
Cálcio (mg L^{-1})	38,60
Magnésio (mg L^{-1})	39,12
Cobre (mg L^{-1})	0,25
Zinco (mg L^{-1})	0,20
Sólidos	
Totais (mg L^{-1})	2575,00
Totais fixos (mg L^{-1})	1420,00
Totais voláteis (mg L^{-1})	1270,00
Dissolvidos totais (mg L^{-1})	2025,00
Dissolvidos fixos (mg L^{-1})	901,00
Dissolvidos voláteis (mg L^{-1})	1215,00
Suspenso totais (mg L^{-1})	263,00
Suspensos fixos (mg L^{-1})	220,00
Suspensos voláteis (mg L^{-1})	32,00

3.5 Tratamentos

Utilizou-se quatro taxas de aplicação de ARS, as quais foram definidas como base nos estudos realizados por Prior (2005) e Smanhotto (2006), publicados em (2008). Assim, as taxas de ARS foram de 100, 200 e 300 m^3 ha^{-1}, aplicadas ao solo sete dias antes da semeadura.

Além das taxas de aplicação, avaliou-se o efeito da adubação na semeadura. Aplicou-se 400 kg ha^{-1} do formulado 0 – 20 – 10 de NPK, de acordo com análise do solo apresentada no quadro 3.

No Quadro 5 são apresentados os tratamentos utilizados no experimento.

Quadro 5. Descrição dos tratamentos.

Tratamento	Taxa ARS (m^3ha^{-1})	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 400 Kg ha^{-1}

Os tratamentos nas parcelas foram distribuídos obedecendo à ordem estabelecida por Prior (2005), publicado em 2008, que sorteou aleatoriamente a disposição dos tratamentos em cada bloco.

Os tratamentos foram distribuídos nas parcelas da área experimental com três repetições, como mostra a figura 4.

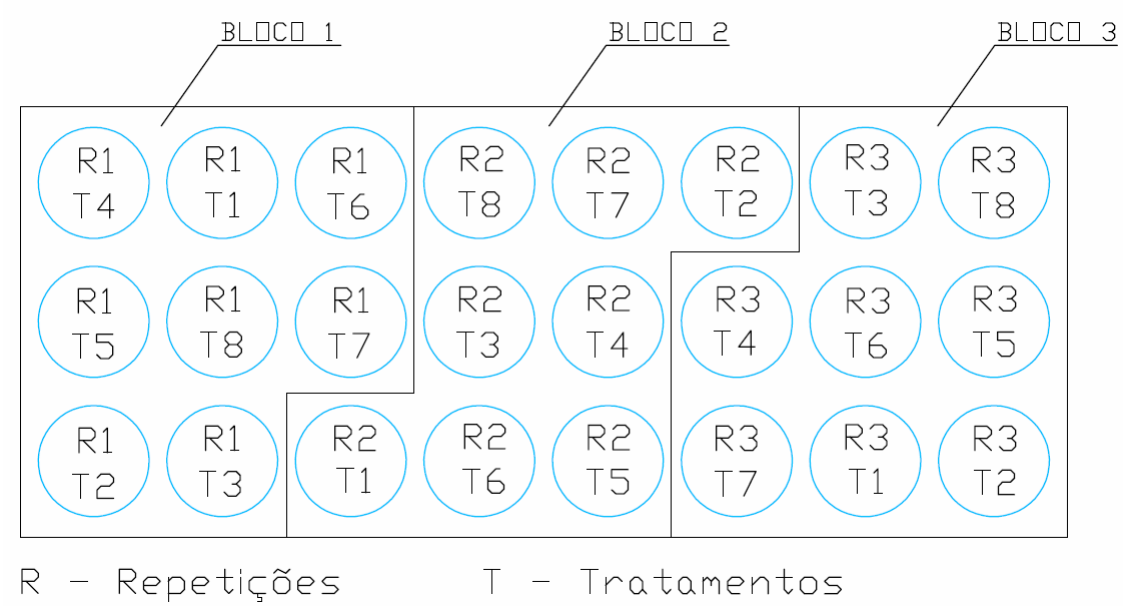


Figura 4. Localização dos tratamentos, repetições e blocos na área experimental.

No quadro 6 está apresentado a quantidade total, em kg ha^{-1}, dos elementos químicos cálcio, magnésio, potássio, fósforo, nitrogênio total e nitrato, adicionadas aos tratamentos de acordo com as taxas de ARS e adubação.

Quadro 6. Quantidade total de cálcio, magnésio, potássio, fósforo, nitrogênio total e nitrato aplicados de acordo com os tratamentos com água residuária de suinocultura e adubação.

Nutriente	**Total aplicado (kg ha^{-1})**							
	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8
Ca	0	0	3,8	3,8	7,6	7,6	11,4	11,4
Mg	0	0	3,9	3,9	7,8	7,8	11,7	11,7
K	0	33,2	46	79,2	92	125	138	171,2
P	0	34,9	11	45,9	22	56,9	33	67,9
N_{total}	0	0	89	89	178	178	267	267
Nitrato	0	0	0,2	0,2	0,4	0,4	0,2	0,2

Para os tratamentos que receberam adubação na semeadura, (T2, T4, T6 e T8) foi adicionado pela adubação o equivalente a 40 kg ha^{-1} e 80 kg ha^{-1} de potássio e fósforo, respectivamente.

3.6 Delineamento experimental

Para os componentes de produção da cultura da soja, o delineamento experimental foi em blocos casualizados em esquema fatorial (4x2) quatro taxas de ARS, dois níveis de adubação e três repetições.

Para a análise química do solo e do percolado o delineamento experimental foi em blocos casualizados em esquema fatorial (4x2) e subparcelas no tempo, ou seja, foram usados 4 taxas de ARS (0, 100, 200 e 300 m^3 ha^{-1}); dois níveis de adubação (com ou sem adubação química na semeadura), sendo as subparcelas determinadas pelas 3 diferentes coletas (40 DAS, 72 DAS e 117 DAS), com três repetições.

Antes da realização da análise de variância (ANOVA), realizou-se a análise descritiva dos dados e verificação da normalidade dos erros. Para os

parâmetros que não apresentaram distribuição normal dos erros, estes foram transformados, e posteriormente submetidos à análise de variância.

Os dados foram submetidos à análise de variância para verificação de sua significância, os que apresentaram interações significativas para os parâmetros ARS e AD, procedeu-se a análise de regressão. No parâmetro DAS, comprovando a significância na análise de variância, realizou-se o teste de comparação de médias pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Para a verificação da normalidade dos dados foi utilizado o software MINITAB R15 e para as análises de variância o software SISVAR (FERREIRA 2000), da Universidade Federal de Lavras.

3.7 Características avaliadas na cultura da soja

3.7.1 Produtividade

A colheita foi feita manual aos 118 DAS. Em seguida foram debulhadas manualmente, pesadas e amostradas para determinação do teor de água nos grãos. Após a determinação do teor de água, corrigiu-se a massa para 13% de umidade. Os dados foram expressos em kg ha^{-1}.

Foram coletadas 5 plantas aleatórias por parcela, para a contagem do número de vagem por planta e a determinação do número de sementes por vagem.

3.9 Coleta e análise do solo

Durante a realização do experimento, fez-se três coletas de solo, a primeira aos 40 DAS (dias após a semeadura), no inicio do desenvolvimento da cultura; a segunda realizada aos 72 DAS, estádio vegetativo e a última os 117 DAS, um dia antes da colheita, para avaliar a variação dos elementos químicos no perfil. A amostragem de solo foi realizada na camada de 0 a 0,60 m. As

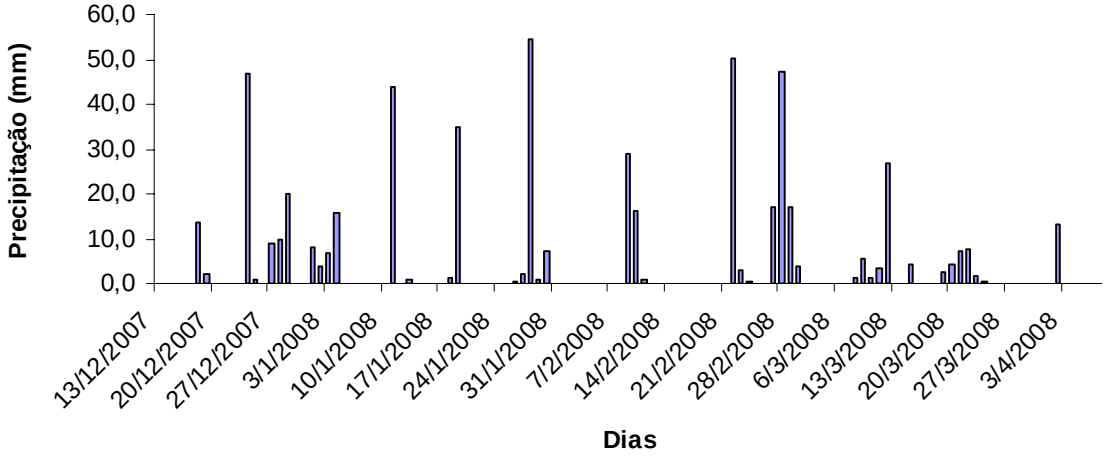
amostras foram acondicionadas em sacos plásticos, enviadas ao laboratório de Solos da Universidade Estadual de Maringá (UEM) - Maringá – PR, e submetidas as análises químicas, de acordo com as metodologias descritas por EMBRAPA (1997).

3.10 Coleta e análise do percolado

Para o percolado foram realizadas 3 coletas nas mesmas datas de coletas do solo, os pontos coletores de cada lisímetro eram abertos para a coleta das amostras. Em cada ponto de coleta do percolado havia um recipiente plástico com capacidade de 8 litros e à medida que completava a capacidade do mesmo, era transposto em outro recipiente plástico correspondente a cada lisímetro de forma a homogeneizar as amostras percoladas. Após, homogeneizou-se e quantificou o volume percolado, as amostras foram armazenadas, em frascos plásticos de 1000 mL e encaminhados ao Laboratório de Saneamento Ambiental da Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, Campus de Cascavel, onde determinou-se o pH, condutividade elétrica, nitrogênio total e fósforo. As metodologias utilizadas foram: APHA, AWWA & WEF (1998) e Tedesco et al. (1995). As análises de potássio, magnésio e cálcio foram realizadas através de espectrometria de absorção atômica.

3.11 Distribuição da precipitação no período experimental

A precipitação pluvial total ocorrida no período do experimento foi de 550,4 mm. Na figura 5 pode-se observar a distribuição da precipitação no período experimental, conforme anexo 1.



Fonte: SIMEPAR (2009)

Figura 5. Distribuição da precipitação pluvial no período experimental.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Análise do pH do solo e do percolado

4.1.1 Solo

No Quadro 7 está apresentado o resumo da análise de variância dos valores médios do pH do solo, em função dos tratamentos com ARS e adubação nos períodos de coleta.

Quadro 7. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do pH ($CaCl_2$) no solo.

Causas de variação	GL	F
AD	1	1,460 ^{ns}
ARS	3	0,904 ^{ns}
AD* ARS	3	0,586 ^{ns}
Erro I	14	
DAS	2	4,803*
AD*DAS	2	0,066 ^{ns}
ARS*DAS	6	1,469 ^{ns}
Erro II	40	
Total	71	
CV I (%)		10,62
CV II (%)		7,15

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

Observa-se no Quadro 7 que o valor de F foi significativo apenas para dias após a semeadura (DAS). Para as variáveis AD e ARS, bem como suas interações não apresentaram diferenças estatísticas nos valores de pH ($CaCl_2$) no extrato aquoso do solo. O pH do solo não foi influenciado pela adubação e nem das diferentes taxas de ARS aplicadas.

Peles (2007) não verificaram variações significativas nos valores de pH do solo para diferentes doses de dejetos líquidos de suínos (0, 30, 60 e 90 m^3 ha^{-1}) o que corroboram como os resultados obtidos neste trabalho.

Costa (2004) estudando dois solos, um com baixa fertilidade e outro solo fértil, observou que os valores de pH do solo não apresentaram diferenças

significativas nos tratamentos adubados quimicamente em comparação com os tratamentos não adubados, após o primeiro cultivo de milho. Entretanto após o segundo cultivo o pH dos solos adubados foi inferior ao dos solos não adubados, mostrando que a adubação química em cultivos sucessivos pode reduzir o valor do pH do solo.

Duarte et al. (2007) avaliou o efeito da aplicação de efluente doméstico tratado e água de abastecimento público na cultura do pimentão e verificou que o uso da água residuária não provocou alterações significativas no pH.

O pH($CaCl_2$) foi influenciado pelas coletas de solo como pode ser verificado na Figura 6.

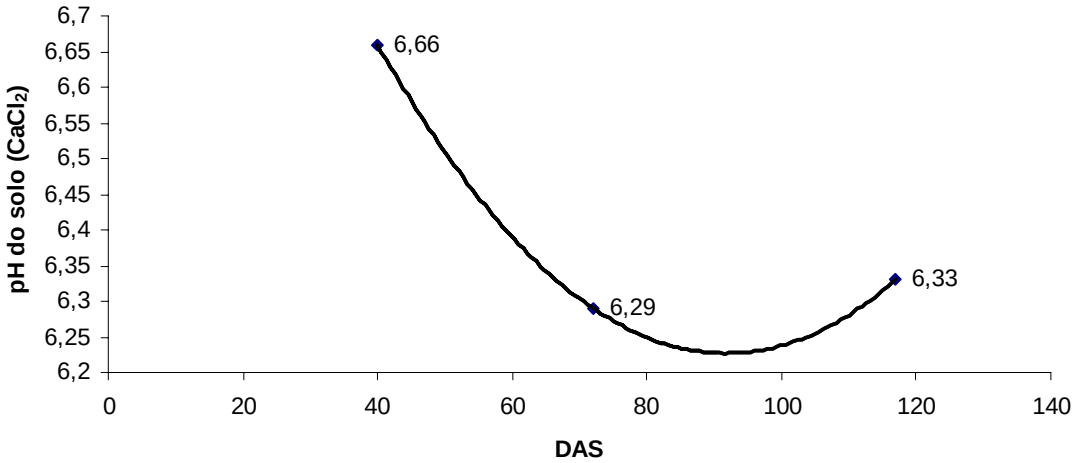


Figura 6. Valores médios de pH ($CaCl_2$) no solo de acordo com as diferentes coletas.

A equação de regressão estabelecida para os valores de pH no solo ($CaCl_2$) de acordo com as coletas, foi

$$pH = 0{,}0002X^2 - 0{,}0297X + 7{,}5882$$

$r^2 = 0{,}99$.

Observas-se na Figura 6 que ocorreu variação dos valores de pH ($CaCl_2$) no solo no decorrer do desenvolvimento da cultura. Comparando a primeira coleta (6,66), com a segunda (6,29), observa-se uma redução nos teores de pH ($CaCl_2$), entretanto na última coleta (6,33) ocorreu um pequeno aumento com relação à segunda. O pH é uma propriedade química essencial que controla a solubilidade dos nutrientes no solo, exercendo por isso considerável influência sobre a adsorção dos mesmos. A decomposição da

matéria orgânica no solo, em seus estágios iniciais promove aumento da acidez, fenômeno que se inverte com o passar do tempo, é o que pode ter ocorrido nesse caso com o pH, que sofreu uma redução voltando a aumentar no final do experimento, tendo em vista que a soja foi semeada sobre os restos culturais da aveia do experimento realizado no período anterior. Outro fato que pode ter influenciado no comportamento do pH foi a variação do pH na rizosfera.

Resultados semelhantes foram encontrados por Lucas Filho et al. (2002) com aplicação de esgoto sanitário tratado na cultura do girassol em três experimentos consecutivos.

Comportamento diferente foi observado por Oliveira (2006) em experimento com três tratamentos com água residuária de suinocultura (ARS na entrada do tanque de decantação, ARS na saída da lagoa 1 e ARS na saída da lagoa 5) que verificou uma elevação nos valores de pH para todas as ARS nos diferentes níveis, quando comparados com as características iniciais do solo.

4.1.2 Percolado

No Quadro 8 está apresentado o resumo da análise de variância do pH para o percolado para os tratamentos com ARS e adubação durante o desenvolvimento da cultura da soja.

Quadro 8. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do pH para o material percolado nos lisímetros.

Causas de variação	GL	F
AD	1	$0,259^{ns}$
ARS	3	$0,259^{ns}$
AD*ARS	3	$0,951^{ns}$
Erro I	14	
DAS	2	4,748*
AD*DAS	2	$0,145^{ns}$
ARS*DAS	6	$0,533^{ns}$
Erro II	40	
Total	71	
CV I (%)		6,48
CV II (%)		4,21

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

Pelo Quadro 8 observa-se que F foi significativo somente para variável DAS. Para os fatores ARS, AD e as interações AD*ARS, AD*DAS e ARS*DAS F foi não significativo ao nível de 5%.

Os valores de pH do material do percolado não variaram em função dos tratamentos com ARS bem como com adição ou não da adubação. Resultados semelhantes foram encontrados por Smanhotto (2008), Caovilla et al. (2005) e Gomes (2002) que não observaram diferenças significativas nos valores de pH para o material percolado para os tratamentos com ARS e adubação.

Houve um acréscimo nos valores de pH do percolado ao longo das coletas (Figura 7)

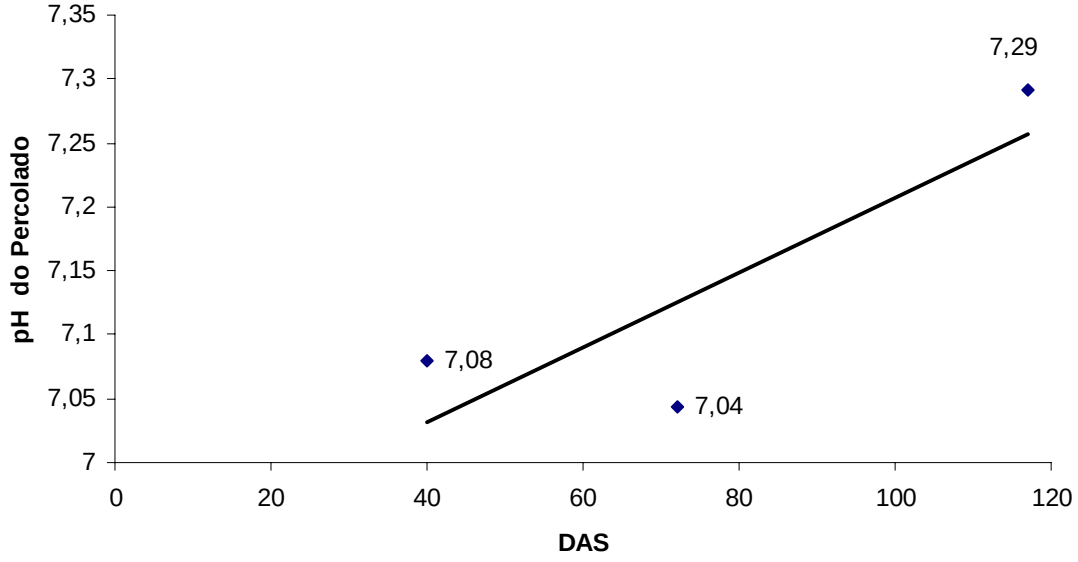


Figura 7. Valores médios de pH no material percolado de acordo com as diferentes coletas.

A equação de regressão estabelecida para os valores de pH no material percolado de acordo com as coletas, foi

$$pH = 0{,}0029\,X + 6{,}9148$$

$r^2 = 0{,}7148$

De acordo com a Figura 7, pode-se observar que os valores de pH no material percolado sofreram um pequeno aumento do decorrer das coletas.

De acordo com a Resolução 357/2005 do CONAMA (BRASIL, 2005) que estabelece valores de pH entre 5,0 e 9,0 como parâmetro o padrão de lançamento de efluentes, os valores encontrados no percolado dos lisímetros se enquadram nesta faixa permitida.

4.2 Análise do Cálcio (Ca) do solo e do percolado

4.2.1 Solo

No Quadro 9 está apresentado o resumo da análise de variância (ANOVA) para os teores de cálcio (mg dm^{-3}) no solo durante o ciclo da cultura.

Quadro 9. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do cálcio (mg dm^{-3}) no solo.

Causas de variação	GL	F
AD	1	$0,135^{ns}$
ARS	3	$0,039^{ns}$
AD*ARS	3	$1,305^{ns}$
Erro I	14	
DAS	2	14,464*
AD*DAS	2	$0,196^{ns}$
ARS*DAS	6	$0,619^{ns}$
Erro II	40	
Total	71	
CV I (%)		34,00
CV II (%)		22,30

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

Análise de variância observada no Quadro 9, os teores de cálcio (Ca) foram significativos para a causa de variação dias após semeadura (DAS). Para as variáveis adubação (AD) e água residuária (ARS) bem como suas interações os valores de F foram não significativos.

Para os tratamentos que receberam 100 m^3 ha^{-1} de ARS adicionou-se o equivalente a 3,8 kg ha^{-1} de Ca, nos tratamentos com 200 m^3 ha^{-1}, 7,6 kg ha^{-1} e nos de 300m^3 ha^{-1}, 11,4 kg ha^{-1}.

Apesar da concentração de Ca na água residuária, ser baixa nota-se que as concentrações encontradas no solo do elemento apresentam valores considerados adequados para a classe de fertilidade do solo (Coelho, et al.; 2006). Mesmo para as médias observadas antes da semeadura, as concentrações encontradas no solo apresentavam-se na faixa considerada como muito boa quanto à disponibilidade do elemento no solo.

Estudos conduzidos por Mendonça e Rowell (1994) demonstraram que pequenas variações dos teores de Ca no solo podem ocorrer em função da baixa concentração do elemento Ca na água residuária, ou pela maior retenção de Ca pela matéria orgânica.

Antes da aplicação de ARS, o solo tinha em média 1463,75 mg dm^{-3} de Ca, e que independente do tratamento os valores de Ca no solo reduziram linearmente no decorrer das coletas após a aplicação de ARS (Figura 8). No

período da semeadura até a data da primeira coleta de solo aos 40 DAS, ocorreu uma precipitação de 162 mm, isso indica que além da absorção de Ca pela cultura, ocorreu percolação do elemento, como pode ser observado na Figura 9.

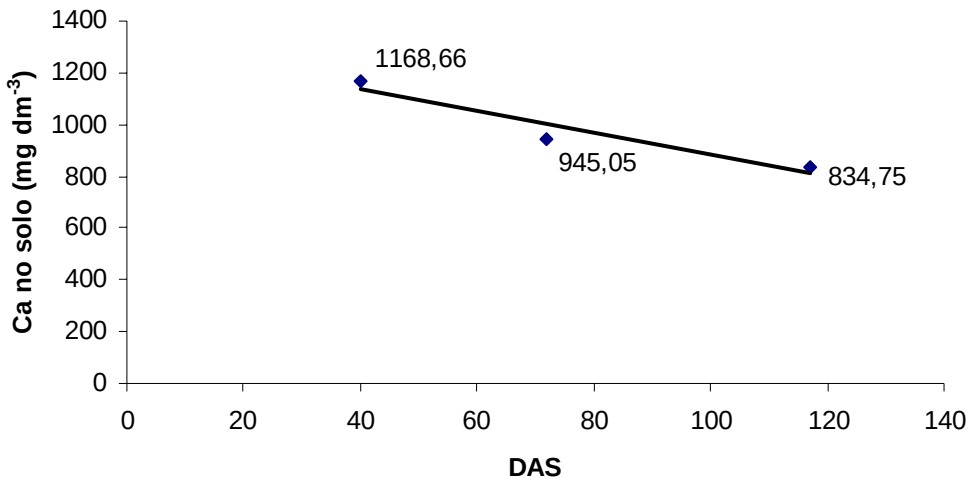


Figura 8. Valores médios de cálcio no solo de acordo com as diferentes coletas.

O modelo de regressão ajustável aos teores de cálcio no solo em relação às coletas foi o linear decrescente, os valores de cálcio reduziram ao longo das coletas. A equação de regressão estabelecida para os teores de cálcio no solo de acordo com as coletas, foi

$$Ca = -4{,}2136\,X + 1304{,}5$$

$r^2 = 0{,}9179$.

Resultados obtidos Queiroz et al. (2004) corroboram com os resultados obtidos, pois estes aplicando ARS não observaram variações nos teores de Ca no solo.

No Quadro 10 é apresentado o resumo da análise de variância da saturação do cálcio no solo (%), sob tratamentos com ARS e adubação nas diferentes coletas.

Quadro 10. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da saturação do cálcio (%) no solo.

Causas de variação	GL	F
AD	1	$0,052^{ns}$
ARS	3	$0,174^{ns}$
AD*ARS	3	$0,373^{ns}$
Erro I	14	
DAS	2	$2,540^{ns}$
AD*DAS	2	$0,036^{ns}$
ARS*DAS	6	$1,246^{ns}$
Erro II	40	
Total	71	
CV I (%)		21,50
CV II (%)		10,85

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

Para a saturação no complexo de troca do Ca (%) no solo, verifica-se que F não foi significativo para nenhuma das variáveis analisadas bem como pelas suas interações.

4.2.2 Percolado

No Quadro 11 é apresentado o resumo da análise de variância da saturação de cálcio no complexo de troca no material percolado dos lisímetros, sob tratamentos com ARS e adubação nas diferentes coletas.

Quadro 11. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do cálcio (mg L^{-1}) no material percolado dos lisímetros.

Causas de variação	GL	F
AD	1	20,145*
ARS	3	10,789*
AD*ARS	3	$1,950^{ns}$
Erro I	14	
DAS	2	23,827*
AD*DAS	2	$0,130^{ns}$
ARS*DAS	6	$1,102^{ns}$
Erro II	40	
Total	71	
CV I (%)		16,65
CV II (%)		16,08

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

Observa-se que o valor de F foi significativo para adubação, para as taxas de aplicação de ARS e para DAS.

No Quadro 12 é apresentado o teste de comparação de médias dos teores de cálcio no material percolado, de acordo com a adubação.

Quadro 12. Teste de comparação de médias dos valores de cálcio no material percolado para a variável AD.

AD	
Com	Sem
55,51 a	46,53 b
Erro Padrão: 1,41	
DMS: 4,29	

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

Verifica-se pelo Quadro 12 que o teor de cálcio no material percolado foi maior para os tratamentos que receberam adubação. Isso pode ter acontecido porque o adubo mesmo não sendo à base de Ca apresenta um percentual de Ca em sua composição estimada em torno de 11%, e esse fator contribuiu para esse aumento das concentrações de Ca nos tratamentos que receberam adubação na semeadura.

As concentrações de Ca no percolado aumentaram de acordo com as taxas de ARS (Figura 9).

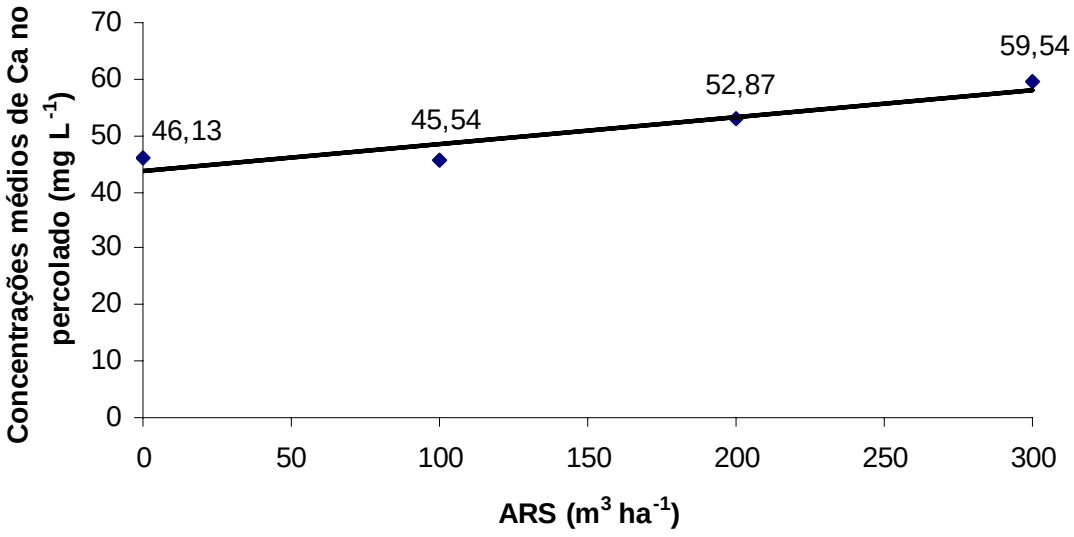


Figura 9. Concentrações médios de Ca no material percolado de acordo com as diferentes taxas de ARS.

Como o cálcio no solo é mais fortemente adsorvido que amônio, potássio e magnésio, sua lixiviação não é tão intensa e na verdade não chega a ser preocupante em termos de perdas. Segundo Neto et al. (2001) a aplicação de resíduos orgânicos ao solo aumenta a lixiviação de cálcio. Na Figura 9 é possível verificar que as concentrações de cálcio no percolado aumentaram de acordo com o aumento das taxas de ARS, comprovando que os resíduos orgânicos aumentam a lixiviação pelo fato de que a água residuária pode ocasionar elevação do pH favorecendo a mineralização, aumentando a liberação de CO_2 consequentemente, a lixiviação de $Ca(HCO_3)_2$ com a água. A equação de regressão estabelecida para os teores de cálcio no material percolado de acordo com as diferentes taxas de ARS, foi

$$Ca = 0{,}0476X + 43{,}886$$

$r^2 = 0{,}8703$.

A Figura 10 mostra que ao longo das coletas as concentrações de Ca no percolado reduziram.

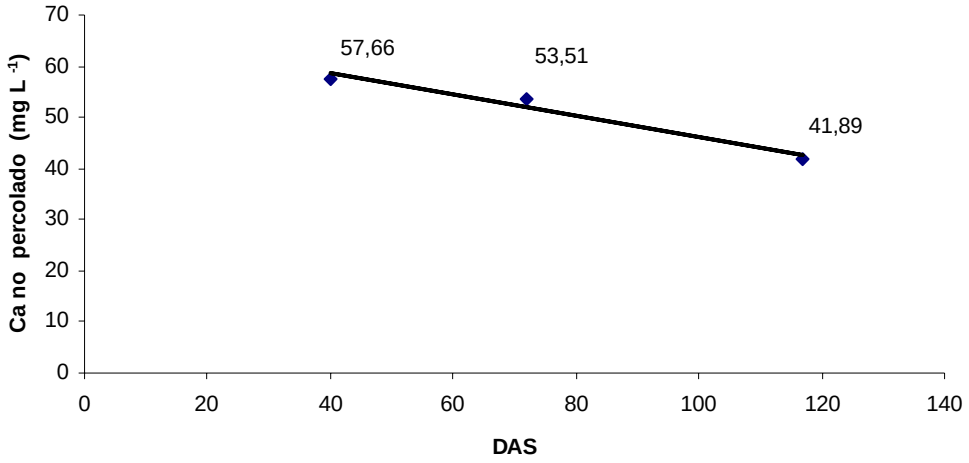


Figura 10. Concentração média de cálcio no material percolado de acordo com as diferentes coletas.

A equação de regressão estabelecida para os teores de cálcio no material percolado de acordo com as diferentes coletas, foi

$$Ca = -0,2083X + 66,919$$

$r^2 = 0,9714$.

Resultados semelhantes foram encontrados por Freitas et al. 2004, nas concentrações de cálcio no percolado dos lisímetros com aplicação de água residuária de suinocultura, as quais geralmente foram menores no final do ciclo da cultura do milho, do que inicialmente.

4.3 Análise do magnésio (Mg) no solo e percolado

4.3.1 Solo

No Quadro 13 está apresentado o resumo da análise de variância da saturação do magnésio (mg dm^{-3}) no solo, sob tratamentos com água residuária de suinocultura, adubação e diferentes coletas durante o desenvolvimento da cultura da soja.

Quadro 13. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da saturação do magnésio (mg dm^{-3}) no complexo de troca.

Causas de variação	GL	F
AD	1	$0,574^{ns}$
ARS	3	$2,069^{ns}$
AD*ARS	3	$1,038^{ns}$
Erro I	14	
DAS	2	125,957*
AD*DAS	2	$0,159^{ns}$
ARS*DAS	6	$0,955^{ns}$
Erro II	40	
Total	71	
CV I (%)		19,47
CV II (%)		13,82

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

Pelo Quadro 13 é possível verificar que F foi significativo pra DAS ao nível de 5% de probabilidade, não sendo significativo para os demais fatores (AD e ARS) bem como para suas interações (AD*ARS, AD*DAS, ARS*DAS).

A Figura 11 apresenta os teores de Mg (mg dm^{-3}) no solo de acordo com as diferentes coletas.

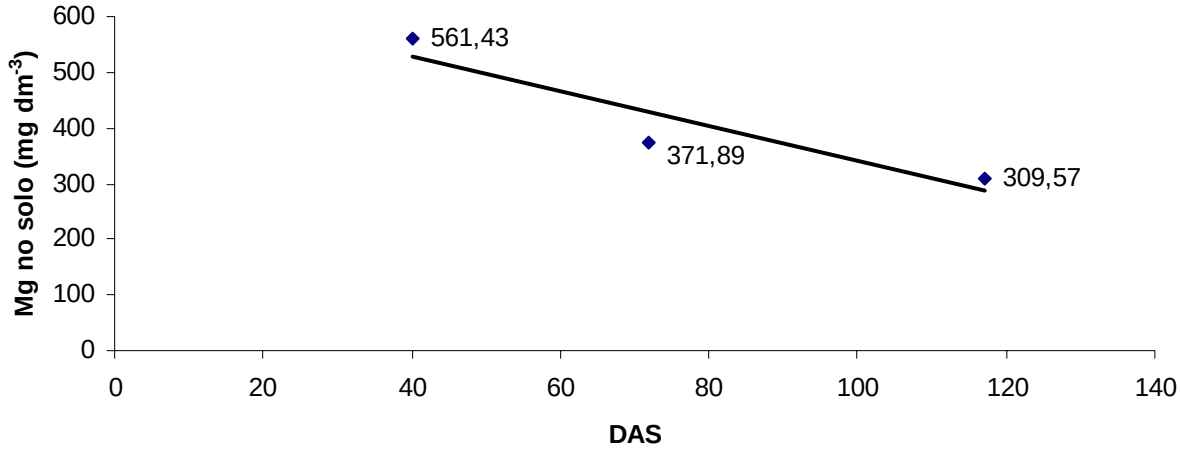


Figura 11. Valores médios de magnésio (mg dm^{-3}) no solo de acordo com as diferentes coletas.

Na Figura 11 observa-se que os teores de magnésio no solo ao longo do experimento reduziram. Esta redução nos teores de magnésio no solo foi

causada, possivelmente, pela formação de complexo com algum composto orgânico aplicado via dejetos líquidos de suínos (MALAVOLTA, 1976; SCHERER et al. 1984; CFSEMG, 1999), outro fator que contribuiu pra essa redução foi à absorção pela planta. A equação de regressão estabelecida para os teores de Mg no solo de acordo com as diferentes coletas, foi

$$Mg = -3{,}148\,X + 654{,}6$$

$r^2 = 0{,}8618$.

Resultados semelhantes foram encontrados por Queiroz et al. (2004) que utilizaram água residuária de suinocultura em quatro espécies de forrageiras e verificaram que os teores de magnésio no solo foram influenciados pelo tempo de aplicação, sendo estatisticamente maior no inicio do experimento do que no final, indicando que houve extração, pelas plantas, em quantidades maiores que as prontamente disponíveis adicionadas pela ARS.

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

No Quadro 14 está apresentado o resumo da análise de variância da saturação do magnésio no complexo de troca (%) no solo, sob tratamentos com água residuária de suinocultura, adubação e diferentes coletas durante o desenvolvimento da cultura da soja.

Quadro 14. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da saturação do magnésio (%) no solo.

Causas de variação	GL	F
AD	1	0,593^{ns}
ARS	3	3,675*
AD*ARS	3	3,124*
Erro I	14	
DAS	2	69,190*
AD*DAS	2	1,133^{ns}
ARS*DAS	6	2,004^{ns}
Erro II	40	
Total	71	
CV I (%)		11,63
CV II (%)		10,97

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

Pelo Quadro 14 foi possível verificar que F foi significativo ao nível de 5% de probabilidade para ARS, DAS e para a interação AD*ARS.

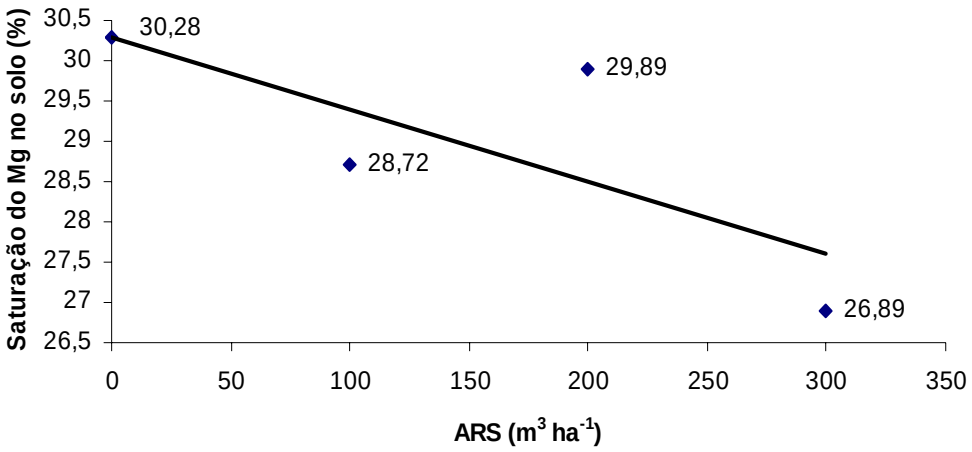


Figura 12. Saturação do magnésio (%) no solo de acordo com as taxas de ARS.

Observa-se na Figura 12 que a saturação do Mg (%) no solo foram maiores nos tratamentos que não receberam ARS. A equação de regressão estabelecida para saturação do Mg (%) no solo de acordo com as taxas de ARS, foi

$$Mg = -0{,}009\,X + 30{,}296$$

$r^2 = 0{,}5828$.

No Quadro 15 está apresentado o resumo da análise de variância para o desdobramento ARS dentro dos níveis de adubação.

Quadro 15. Análise de variância da saturação do magnésio no solo (%) no desdobramento de ARS dentro de cada nível de AD.

FV	GL	F
ARS/1**	3	11,304*
ARS/2	3	3,089*
Erro	39	

*significativo a 5% de probabilidade.
** Codificação usada para o desdobramento cód. AD: 1 = 0; 2 = 100 (%).

No Quadro 15, pode-se verificar que F foi significativo no desdobramento ARS sem adubação na semeadura e para ARS com adubação na semeadura.

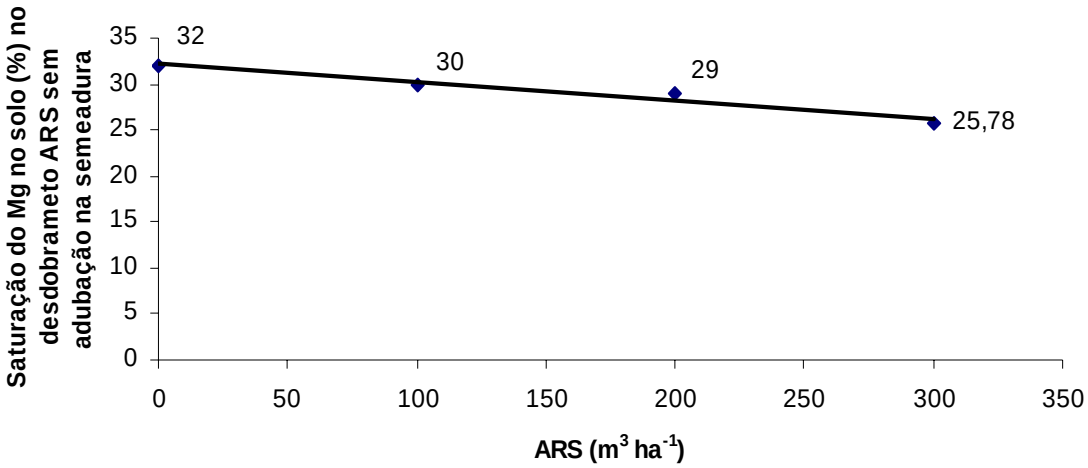


Figura 13. Saturação do magnésio (%) no solo no desdobramento ARS sem adubação na semeadura.

A saturação do Mg (%) no solo no desdobramento ARS sem adubação na semeadura apresentam comportamento linear decrescente, reduzindo com o aumento da taxa de ARS. A equação de regressão estabelecida para a saturação de Mg (%) no solo no desdobramento ARS sem adubação na semeadura, foi

$$Mg = -0{,}019\,X + 32{,}144$$

$r^2 = 0{,}956.$

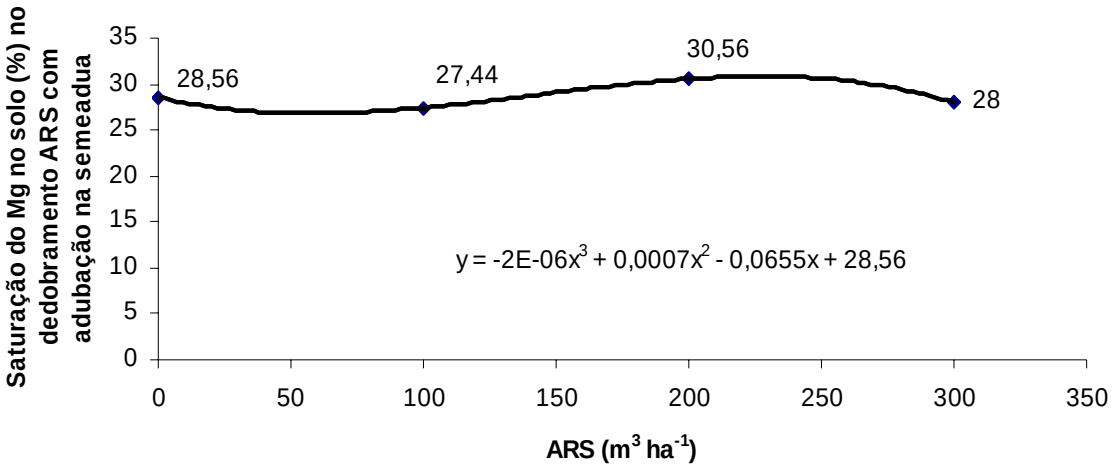


Figura 14. Saturação do magnésio (%) no solo no desdobramento ARS com adubação na semeadura.

A equação de regressão estabelecida para a saturação do Mg (%) no solo no desdobramento ARS com adubação na semeadura, foi

$$Mg = -0{,}000002\,X^3 + 0{,}0007\,X^2 - 0{,}065\,X + 28{,}56$$

$r^2 = 0{,}99$

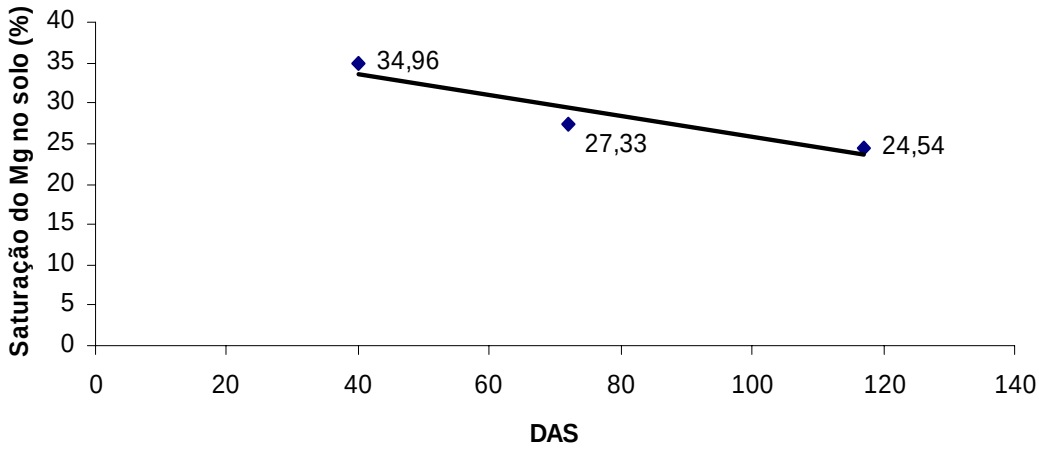


Figura 15. Saturação do magnésio (%) no solo de acordo com as diferentes coletas.

A equação de regressão estabelecida para a saturação do Mg (%) no solo de acordo com as diferentes coletas, foi

$$Mg = -0{,}2305\,X + 38{,}908$$

$r^2 = 0{,}8764$.

A saturação do Mg (%) no solo sofreu redução ao longo das coletas e mesmo ao final do experimento os níveis de Mg (%) de acordo com EMBRAPA

(2006) solos com concentrações maiores que 20 % de Mg, indicam altos teores desse elemento no solo, para a cultura da soja no estado do Paraná.

4.3.2 Percolado

No Quadro 15 está apresentado o resumo da análise de variância das concentrações de magnésio (mg L^{-1}) no material percolado, sob tratamentos com ARS e adubação durante o desenvolvimento da cultura da soja.

Quadro 15. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do magnésio (mg L^{-1}) para o material percolado dos lisímetros.

Causas de variação	GL	F
AD	1	$3,376^{ns}$
ARS	3	$2,079^{ns}$
AD*ARS	3	$1,147^{ns}$
Erro I	14	
DAS	2	$1,672^{ns}$
AD*DAS	2	$1,66^{ns}$
ARS*DAS	6	$1,029^{ns}$
Erro II	40	
Total	71	
CV I (%)		20,09
CV II (%)		17,80

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

Na análise de variância apresentada no Quadro 15 F foi não significativo para nenhum dos fatores avaliados durante o desenvolvimento da cultura da soja. Ou seja, as concentrações de magnésio no material percolado não foram influenciadas pelas taxa de ARS, nem pela adubação, bem como por suas interações e nem pelas datas de coletas.

4.4 Análise de potássio (K) no solo e percolado

4.4.1 Solo

No Quadro 16 está apresentado o resumo da análise de variância para os teores de potássio (mg dm^{-3}) no solo, sob tratamentos com ARS e adubação durante o desenvolvimento da cultura da soja.

Quadro 16. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do potássio (mg dm^{-3}) no solo.

Causas de variação	GL	F
AD	1	33,475*
ARS	3	12,61*
AD*ARS	3	6,062*
Erro I	14	
DAS	2	$2,603^{ns}$
AD*DAS	2	$1,359^{ns}$
ARS*DAS	6	$0,874^{ns}$
Erro II	40	
Total	71	
CV I (%)		17,36
CV II (%)		16,60

AD: adubação, ARS: água residuária da suinocultura, DAS: dias após semeadura, CV: coeficiente de variação, ns: não significativo a 5% de probabilidade, * significativo a 5% de probabilidade. Utilizou-se a transformação $\sqrt{x}$ para os valores de K no solo.

Verifica-se na análise de variância apresentado no Quadro 16, que o valor de F foi significativo ao nível de 5% de probabilidade para os fatores AD, ARS e para as Interações AD*ARS. Para o fator DAS e para as interações AD*DAS e ARS*DAS, F não foi significativo. No Quadro 17 é apresentado o teste de comparação de médias dos teores de potássio no solo de acordo com adubação.

Quadro 17. Teste de comparação de médias dos teores de potássio para a variável adubação.

AD	
Com	Sem
137,14 a	91,31 b
Erro Padrão: 7,08	
DMS: 21,48	

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

Os teores de potássio nos tratamentos que receberam adubação na semeadura foram 21,15% superiores ao que não receberam adubação (Quadro 17). Estes resultados justificam-se uma vez que os tratamentos que receberam adubo químico foram incorporados 28,85% a mais de potássio do que os tratamentos com maiores doses de ARS.

A Figura 16 mostra os teores de K no solo de acordo com as taxas de ARS.

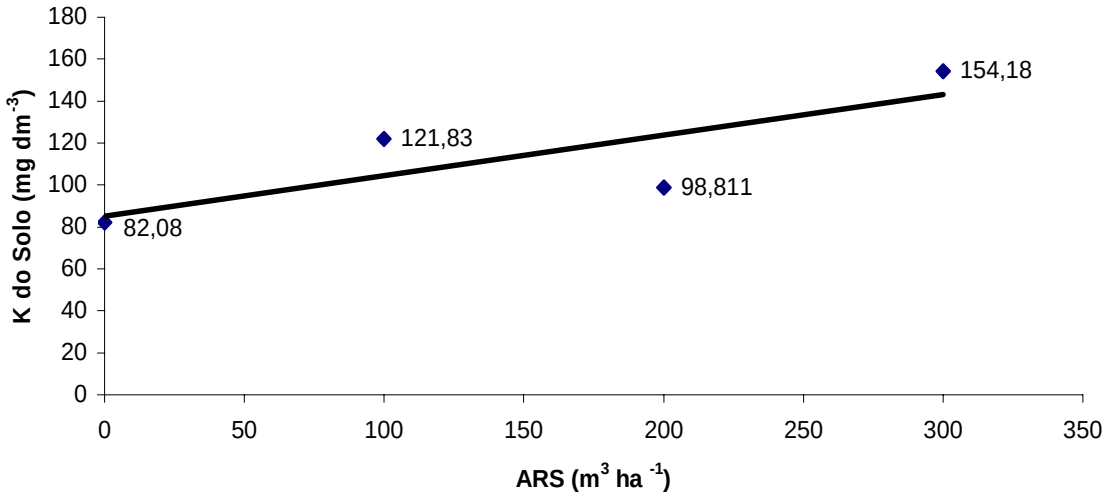


Figura 16. Teores médios de potássio no solo de acordo com as diferentes taxas de ARS.

As concentrações médias de potássio no solo (Figura 16) apresentaram resposta linear significativa ($p<0,05$) com a variável ARS. A água residuária incorporada ao solo aumentou a disponibilidade de potássio no solo, sendo máxima para maiores taxas de água residuária de suinocultura. O modelo de regressão ajustável aos teores médios de potássio no solo foi o

modelo linear crescente, a equação de regressão estabelecida para os teores de potássio no solo de acordo com as taxas de ARS, foi

$$K = 0{,}1933\,X + 85{,}233$$

$r^2 = 0{,}6386$.

Antes da aplicação de ARS o teor de K no solo era de 9,34 mg dm^{-3}, verifica-se pela Figura 16 que os tratamentos que não receberam ARS, os teores de K no solo reduziram, para os que receberam uma taxa de 100 m^3 ha^{-1} de ARS, onde foi adicionada uma quantidade equivalente a 6 kg ha^{-1}, obteve um acréscimo nos teores de K no solo de 15,63%, nos tratamentos que receberam uma taxa de 200 m^3 ha^{-1}, a quantidade de K adicionada foi equivalente a 12 kg ha^{-1}, ocasionou um acréscimo de 4,5% nos valores de K no solo, já para os tratamentos que receberam 300 m^3 ha^{-1} de ARS a quantidade de K adicionada equivalente a 18 kg ha^{-1}, o que ocasionou um incremento de 30,62% nos valores de K no solo.

Resultados semelhantes foram encontrados por Freitas et al. (2004) que verificou aumento nas concentrações de potássio no solo com a aplicação de água residuária de suinocultura.

Seganfredo (1998) verificou que os teores de K no solo são superiores nos solos que receberam aplicação de ARS em comparação aos que não receberam. Porém, houve uma maior proximidade entre os teores dos solos com e sem aplicação e isso pode ser devido ao fato de que com a aplicação de ARS pode haver maior crescimento das plantas, que resultará em maiores quantidades de K exportadas, especialmente no caso do K que é um elemento exportado em grandes quantidades nas plantas. Esta situação foi observada por Ceretta et al. (2003) em área com pastagem, porque os autores encontraram teores de potássio até menores em solos sob aplicação do que em áreas sem aplicação de dejetos líquidos de suínos.

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

No Quadro 18 está apresentada a análise de variância dos teores de potássio no solo para o desdobramento de água residuária dentro de cada nível de adubação.

Quadro 18. Análise de variância dos teores de potássio no solo (mg dm^{-3}) para o desdobramento de água residuária dentro de cada nível de adubação.

Causa de variação	GL	F
ARS/1**	3	37,526*
ARS/2	3	$1,497^{ns}$
Erro	40	

*significativo a 5% de probabilidade.
** Codificação usada para o desdobramento cód. AD: 1 = sem adubação; 2 = com adubação na semeadura.

Na análise de variância (Quadro 18) verifica-se que F foi significativo para teores de potássio no solo para desdobramento água residuária sem adubação na semeadura. Para os tratamentos com água residuária de suinocultura que receberam adubação os teores de potássio no solo não obteve variações estatísticas, já para os tratamentos com água residuária de suinocultura que não receberam adubação os teores de potássio no solo diferem significativamente.

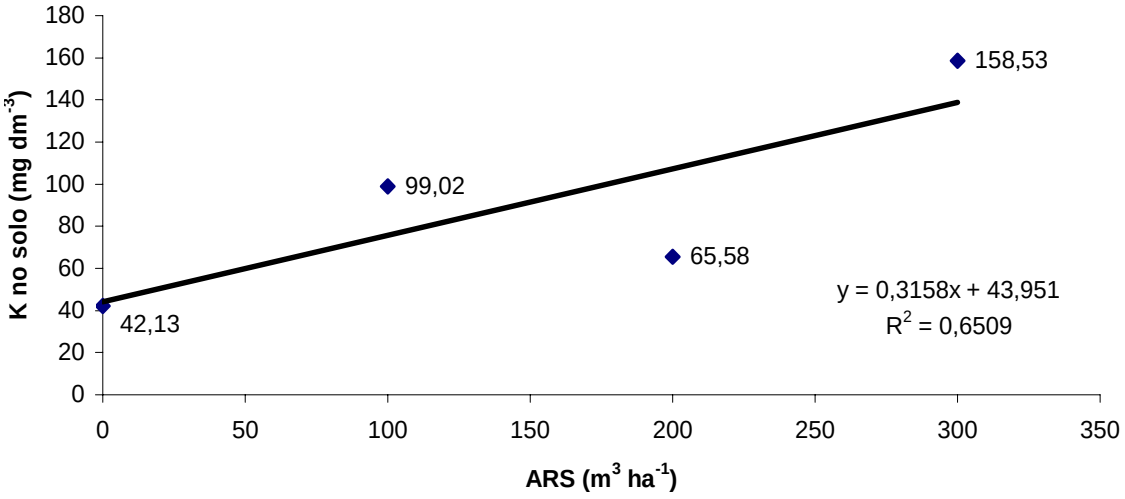


Figura 17. Teores de potássio no solo para desdobramento água residuária sem adubação na semeadura.

Pode-se observar na Figura 17 que a água residuária de suinocultura contribuiu para o aumento dos teores de potássio no solo nos tratamentos que não receberam adubação na semeadura, e maiores valores foram encontrados para as maiores taxas, indicando que a água residuária de suinocultura

promoveu aumento dos teores de potássio no solo. A equação de regressão estabelecida para os teores de potássio (mg dm^{-3}) no solo para o desdobramento ARS sem adubação na semeadura, foi

$$K = 0{,}0163\,X + 6{,}692$$

$r^2 = 0{,}6835$.

No Quadro 19 está apresentado o resumo da análise de variância para a saturação do potássio (%) no solo, sob tratamentos com ARS e adubação durante o desenvolvimento da cultura da soja.

Quadro 19. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da saturação do potássio (%) no solo.

Causas de variação	GL	F
AD	1	16,00*
ARS	3	7,391*
AD*ARS	3	$2{,}337^{ns}$
Erro I	14	
DAS	2	4,314*
AD*DAS	2	$1{,}235^{ns}$
ARS*DAS	6	$1{,}245^{ns}$
Erro II	40	
Total	71	
CV I (%)		41,96
CV II (%)		37,76

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

Verifica-se na análise de variância apresentado no Quadro 19, que o valor de F foi significativo ao nível de 5% de probabilidade para os fatores AD, ARS e para DAS, já para as interações AD*ARS, AD*DAS e ARS*DAS, F não foi significativo.

No Quadro 20 está apresentado o teste de comparação de médias da saturação do potássio no solo (%) de acordo com adubação.

Quadro 20. Teste de comparação de médias da saturação do potássio (%) no solo de acordo com a adubação.

AD (%)	
Com	**Sem**
3,02 a	2,02 b
Erro Padrão: 0,1766	
DMS: 0,536	

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

As porcentagens de potássio no solo foram 33,11% maiores nos tratamentos que receberam adubação na semeadura. A adubação contribuiu para esse aumento de K no solo. Embora os tratamentos adubados obtiveram maiores valores de K no solo, de acordo com EMBRAPA 2006, esses valores são considerados médios (entre 3 e 5 %) para a cultura da soja no estado do Paraná, e para os tratamentos não adubados a saturação do K (%) no solo são considerados baixos.

Na Figura 18 pode-se observar o comportamento da saturação do K (%) no solo de acordo com as taxas de ARS.

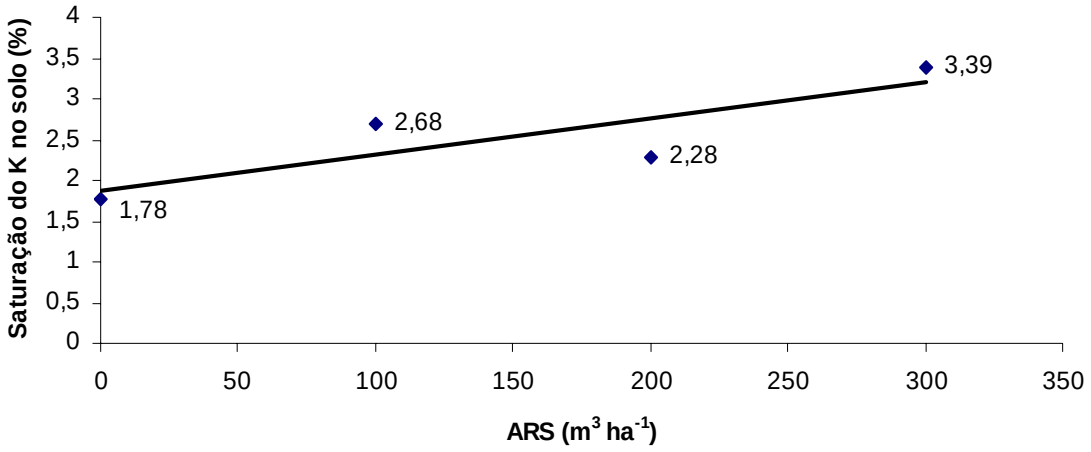


Figura 18. Saturação do potássio (%) no solo de acordo com as taxas de ARS.

A água residuária incorporada ao solo aumentou a porcentagem de potássio no solo, nas maiores taxas de água residuária de suinocultura. O modelo de regressão ajustável a saturação de potássio no solo foi o modelo linear crescente com maiores porcentagem de potássio no solo para maiores taxas de ARS. A equação de regressão estabelecida para a saturação do potássio (%) no solo de acordo com as taxas de ARS, foi

$K = 0{,}0044\,X + 1{,}868$

$r^2 = 0{,}7074$.

Para os tratamentos com taxas de 0, 100 e 200 $m^3\ ha^{-1}$ de ARS os valores de K (%) no solo são considerados baixos e para os tratamentos com 300 $m^3\ ha^{-1}$ de ARS, são considerados médios para a cultura da soja no estado do Paraná (EMBRAPA 2006).

A Figura 19 mostra a saturação do K no complexo de troca (%) no solo de acordo com as diferentes coletas.

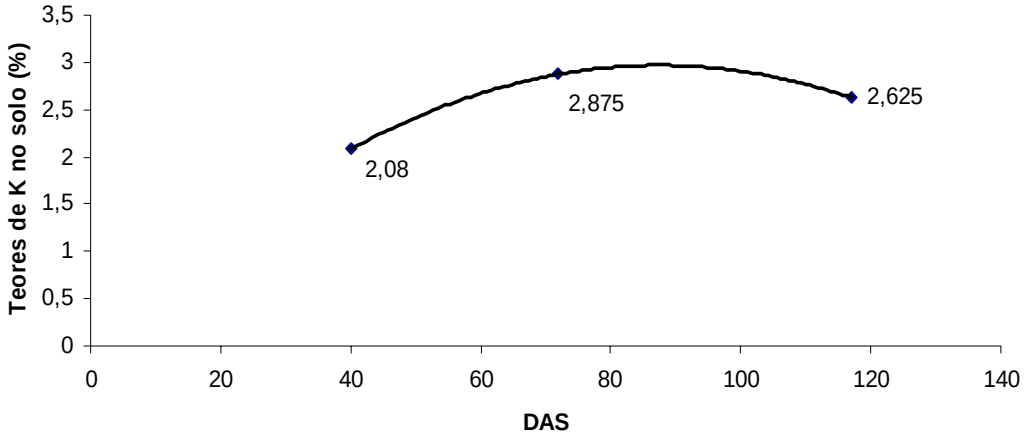


Figura 19. Saturação do potássio (%) no solo em função diferentes coletas.

Pode-se verificar na Figura 19 que houve um incremento dos valores de potássio no solo ao final do experimento esse fato pode ter ocorrido pela liberação do potássio via ARS no solo. Outro fator que pode ter contribuído foi adubação, já que este elemento foi adicionado ao solo através da adubação química realizada na semeadura.

A equação de regressão estabelecida para a porcentagem de potássio no solo de acordo com as diferentes coletas foi

$K = -0{,}0004\,X^2 + 0{,}0691X - 0{,}0508$

$r^2 = 0{,}99$.

No Quadro 21 está apresentado o resumo da análise de variância das concentrações de potássio (mg L^{-1}) no percolado, sob tratamentos com ARS e adubação durante o desenvolvimento da cultura da soja.

Quadro 21. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do potássio (mg L^{-1}) para o material percolado dos lisímetros.

Causas de variação	GL	F
AD	1	10,246*
ARS	3	7,576*
AD*ARS	3	$1,175^{ns}$
Erro I	14	
DAS	2	47,533*
AD*DAS	2	$2,078^{ns}$
ARS*DAS	6	$2,54^{ns}$
Erro II	40	
Total	71	
CV I (%)		58,91
CV II (%)		41,52

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

De acordo com o Quadro 21, o F foi significativo para o fator adubação, ARS e DAS. Para as interações AD* ARS, AD*DAS e ARS* DAS, F foi não significativo.

No Quadro 22 está apresentado o teste de comparação de médias para as concentrações de K no material percolado de acordo com adubação.

Quadro 22. Teste de comparação de médias dos valores de K no material percolado de acordo com adubação.

AD	
Com	Sem
133,48 a	84,94 b
Erro Padrão: 15,16	
DMS: 19,72	

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

Os tratamentos que receberam adubação na semeadura apresentaram maiores concentrações de K no percolado. Isso ocorreu devido ao fato que o K é um elemento móvel no solo e que está sujeito a lixiviação e essa lixiviação será tanto maior quanto maior for à dose. A lixiviação de potássio será maior quanto mais expressiva for à presença, em solução, de ânions com menor capacidade de adsorção, lembrando que se tem no solo a seguinte ordem preferencial de adsorção: $H_2PO_4^- > SO_4^{2-} > NO_3^- \cong Cl^-$. Essa maior lixiviação

nos tratamentos que receberam adubação química na semeadura ocorreu pelo fato que o potássio usado na adubação foi aplicado na forma de KCl (cloreto de potássio), e esse nutriente quando aplicado na forma KCl, praticamente único fertilizante encontrado no mercado sofre maior lixiviação do que quando aplicado na forma $K_2SO_4^-$ (sulfato de potássio), ânion com maior capacidade de absorção do que o KCl, ou de $KAlSiO_4$ (kalsilita) que além de apresentar baixa solubilidade em água contém o ânion SiO_4^- que é mais fortemente adsorvido pelo $H_2PO_4^-$.

Na Figura 20 pode-se observar a variação da concentração de K no material percolado em função das taxas de ARS.

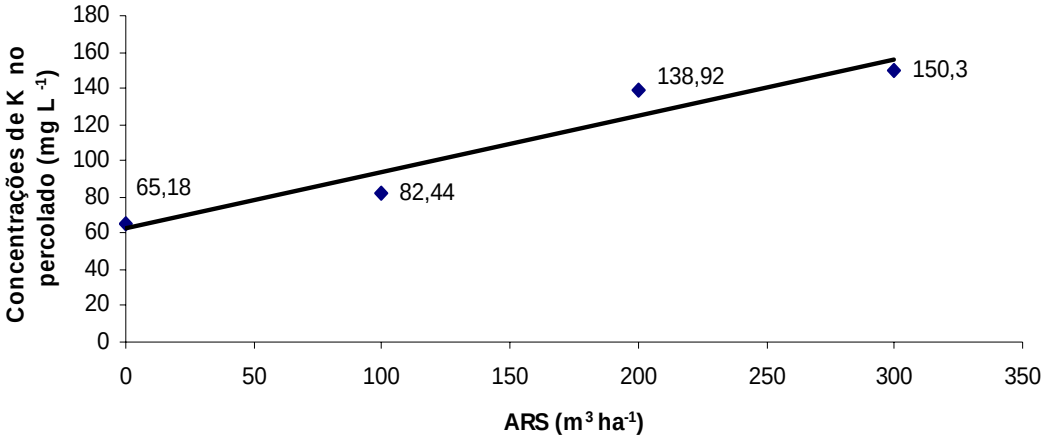


Figura 20. Concentrações de potássio no percolado dos lisímetros em função das taxas de ARS.

Para as concentrações de potássio no material percolado foi possível estabelecer um modelo de regressão linear crescente de acordo com as taxas de ARS. A equação de regressão estabelecida para os teores de potássio (mg L^{-1}) no material percolado de acordo com as taxas de ARS, foi

$$K = 0{,}3118\,X + 62{,}434$$

$r^2 = 0{,}9303$.

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

Na Figura 21 pode-se observar o comportamento das concentrações de potássio no material percolado em função das datas de coleta.

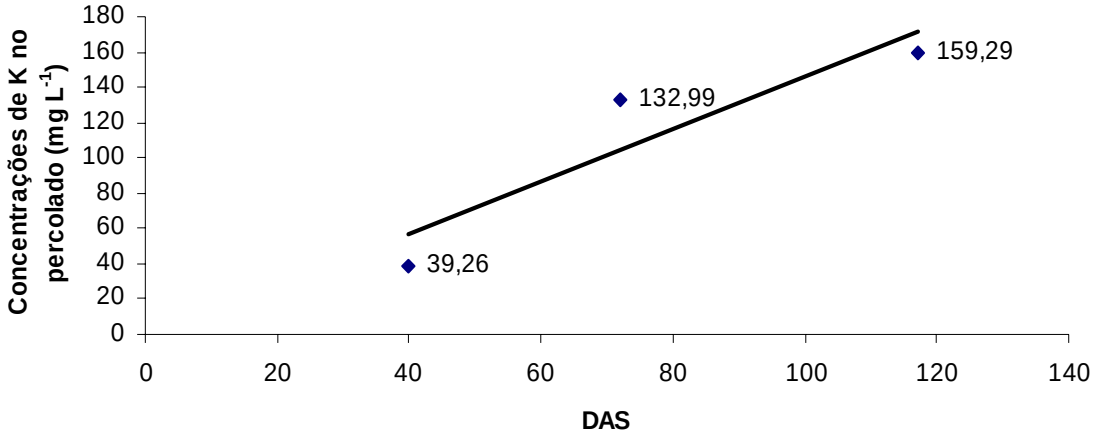


Figura 21. Concentrações de potássio no percolado dos lisímetros de acordo com as diferentes coletas.

As concentrações de potássio no material percolado aumentaram ao longo do ciclo de desenvolvimento da cultura e foi possível estabelecer um modelo de regressão linear crescente de acordo com as coletas. A equação de regressão estabelecida para os teores de K no material percolado de acordo com as coletas foi

$$pH = 1{,}4953\,X - 3{,}631$$

$r^2 = 0{,}8405$.

De acordo com Bertol (2005) o potássio tem baixa reatividade com o solo podendo ocorrer uma maior mobilidade. Raij (1981) descreve que quanto maior a valência do íon, maior a sua predisposição em se fixar no solo seguindo a seguinte ordem: $Al^{+3} > Ca^{+2} > Mg^{+2} > K^{+} > H^{+}$.

4.5 Relações de Mg/K, Ca/Mg e Ca/K no solo

O Quadro 23 está apresentado o resumo da análise de variância para a relação Mg/K no solo de acordo com as taxas de aplicação de ARS e adubação para as diferentes coletas.

Quadro 23. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da relação Mg/K no solo.

Causas de variação	GL	F
AD	1	29,824*
ARS	3	12,876*
AD* ARS	3	9,411*
Erro I	14	
DAS	2	11,860*
AD*DAS	2	$0,147^{ns}$
ARS*DAS	6	$0,188^{ns}$
Erro II	40	
Total	71	
CV I (%)		48,40
CV II (%)		41,40

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

Observa-se no Quadro 23 que o valor de F foi significativo AD, ARS, DAS e para a interação AD*ARS.

No Quadro 24 está apresentado o teste de comparação de médias para a relação Mg/K de acordo com a adubação.

Quadro 24. Teste de comparação de médias da relação Mg/K no solo de acordo com a adubação.

AD	
Com	Sem
11,08 b	21,11 a
Erro Padrão: 1,29	
DMS: 3,93	

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

Pelo Quadro 24 é possível verificar que a relação Mg/K no solo é maior nos tratamentos que não receberam adubação na semeadura. Porém de acordo com EMBRAPA (2006), para a cultura da soja no Paraná a relação Mg/K maior do que 10 indicam níveis altos dessa relação.

A Figura 22 mostra a análise de regressão para a relação Mg/K no solo de acordo com as taxas de ARS.

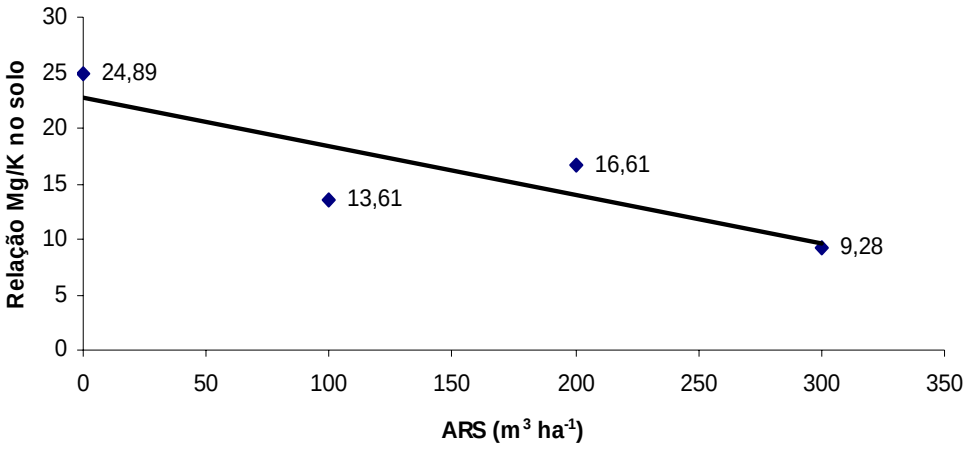


Figura 22. Relação Mg/K no solo em função das diferentes taxas ARS

Na Figura 22 observa-se a redução na relação Mg/K no solo com o aumento da taxa de ARS, refletindo o aumento dos teores de K adicionados com a ARS. Para a maior taxa de ARS aplicada (300 m^3 ha^{-1}) essa relação é considerada média para a cultura da soja no Paraná (EMBRAPA, 2006). O modelo ajustável aos dados foi o linear, e a equação de Mg/K no solo em função das taxas de ARS foi

$$Mg/K = -0{,}0438\,X + 22{,}672$$

$r^2 = 0{,}7375$.

No Quadro 25 está apresentado o resumo da análise de variância para a relação Mg/K no solo no desdobramento AD* ARS.

Quadro 25. Análise de variância para a relação Mg/K no solo para o desdobramento de água residuária dentro de cada nível de adubação.

Causas de variação	GL	F
ARS/1**	3	50,320*
ARS/2	3	$1{,}120^{ns}$
Erro	35	

*significativo a 5% de probabilidade.
** Codificação usada para o desdobramento cód. AD: 1 = sem adubação; 2 = com adubação na semeadura.

Na análise de variância (Quadro 25) verifica-se que F foi significativo para a relação Mg/K no solo no desdobramento água residuária apenas para os tratamentos que não receberam adubação na semeadura.

A Figura 23 mostra a relação Mg/K no solo no desdobramento água residuária sem adubação na semeadura.

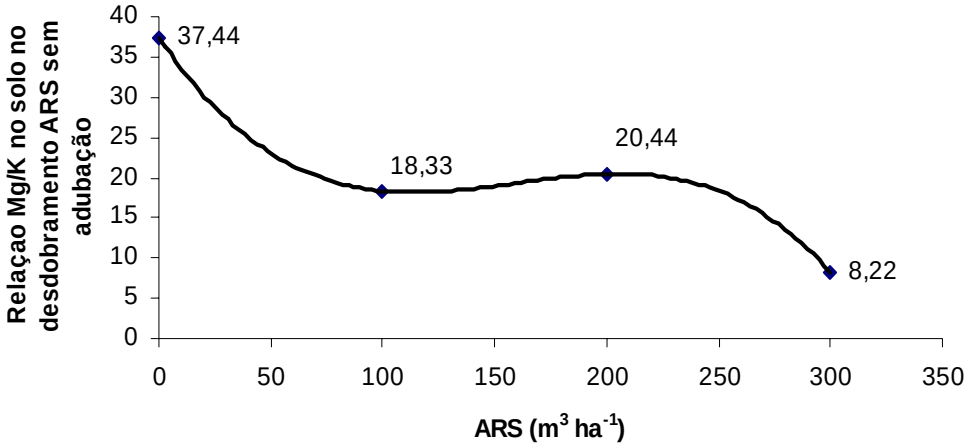


Figura 23. Relação Mg/K no solo no desdobramento ARS sem adubação na semeadura.

O modelo ajustável aos dados foi o cúbico, e a equação da relação Mg/K no solo no desdobramento ARS sem adubação na semeadura foi

$$Mg / K = -0,000006x^3 + 0,028x - 0,4157x + 34,44$$

$r^2 = 1$

A Figura 24 apresenta a relação Mg/K no solo de acordo com as diferentes coletas.

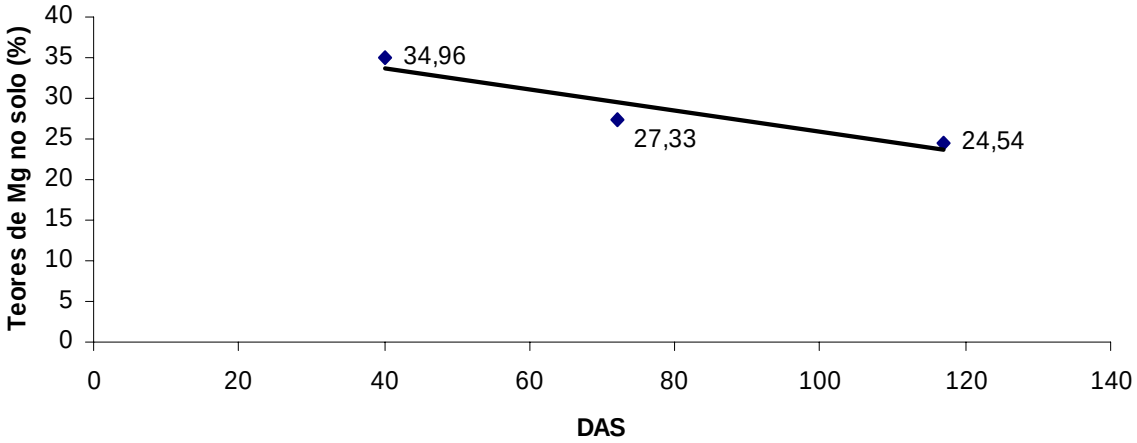


Figura 24. Relação Mg/K no solo de acordo com as coletas.

O modelo ajustável aos dados foi o linear decrescente, e a equação de regressão para a relação Mg/K no solo no de acordo com as coletas foi

$$Mg/K = -0{,}1018\,X + 23{,}866$$

$r^2 = 0{,}7063$.

Pela Figura 24 podemos verificar que ocorreu uma redução maior da relação Mg/K no solo até os 40 DAS e que após esse período a redução foi muito pequena. Este fato reflete em diferenças na marcha de absorção de Mg e K. Mesmo ao final do ciclo da cultura os valores da relação Mg/K para a cultura da soja no Paraná são considerados como solos com alta fertilidade segundo EMBRAPA (2006).

No Quadro 26 está apresentado o resumo de análise de variância para a relação Ca/Mg no solo de acordo com as taxas de ARS, AD e diferentes coletas.

Quadro 26. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da relação Ca/Mg no solo.

Causas de variação	GL	F
AD	1	$0{,}127^{ns}$
ARS	3	4,539*
AD* ARS	3	$0{,}806^{ns}$
Erro I	14	
DAS	2	35,513*
AD*DAS	2	$1{,}667^{ns}$
ARS*DAS	6	3,547*
Erro II	40	
Total	71	
CV I (%)		21,82
CV II (%)		21,74

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

A Figura 25 mostra a relação Ca/Mg no solo de acordo com as taxas de ARS.

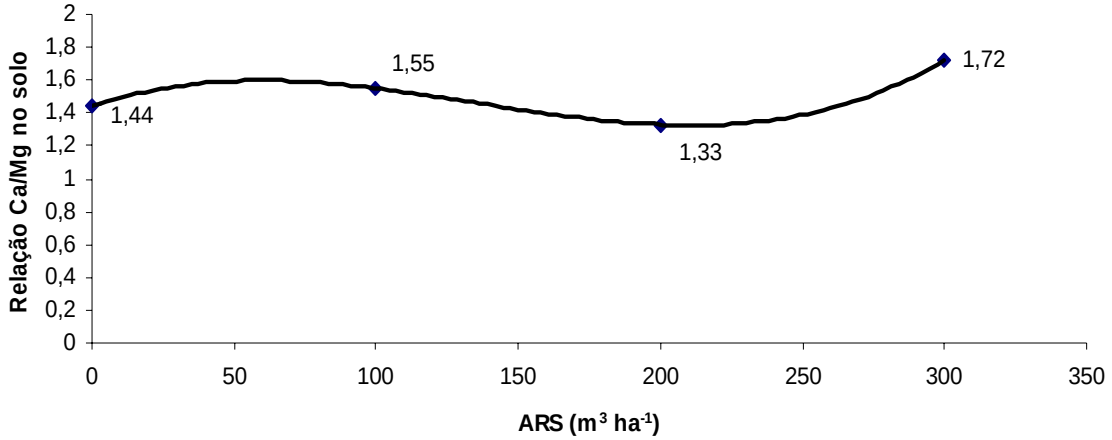


Figura 25. Relação Ca/Mg no solo de acordo com as taxas de ARS.

O modelo ajustável aos dados foi o cúbico, e a equação de regressão para a relação Ca/Mg no solo no de acordo com as taxas de ARS foi

$$Ca/Mg = -0{,}0000002\,X^3 + 0{,}0006\,X^2 + 0{,}0059\,X + 1{,}44$$

$r^2 = 1$.

Os valores da relação Ca/Mg são considerados baixos para os tratamentos que receberam 0 e 200 m^3 ha^{-1} de ARS e para as taxas de 100 e 300 m^3 ha^{-1} os valores das relações são considerados médios, para a cultura da soja no Paraná (EMBRAPA, 2006).

No Quadro 27 está apresentado a análise se variância da relação Ca/Mg no solo para o desdobramento ARS* DAS.

Quadro 27. Análise de variância para a relação Ca/Mg no solo para o desdobramento de água residuária dentro de cada de DAS.

Causas de variação	GL	F
ARS/1**	3	$0{,}384^{ns}$
ARS/2	3	8,062*
ARS/3	3	$0{,}288^{ns}$
Erro	54	

*significativo a 5% de probabilidade.
** Codificação usada para o desdobramento cód. DAS: 1 = 40 DAS; 2 = 72 DAS, 117 DAS.

A Figura 26 apresenta a relação Ca/Mg no solo para o desdobramento ARS aos 72 DAS.

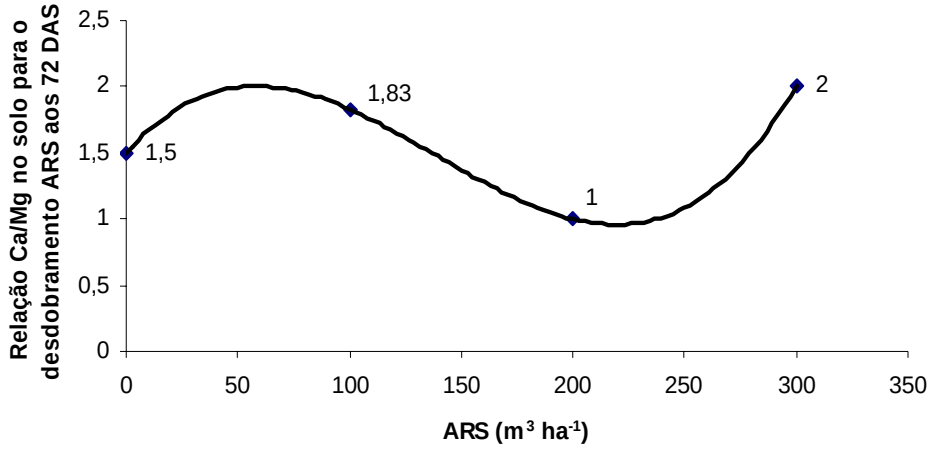


Figura 26. Relação Ca/Mg no solo para o desdobramento ARS aos 72 DAS.

O modelo ajustável aos dados foi o cúbico, e a equação para a relação Ca/Mg no solo para o desdobramento ARS aos 72 DAS foi

$$Ca/Mg = -0{,}0000005X^3 + 0{,}0002X^2 + 0{,}0191X + 1{,}5$$

$r^2 = 1$.

Na Figura 27 apresenta a relação Ca/Mg no solo de acordo com as diferentes coletas.

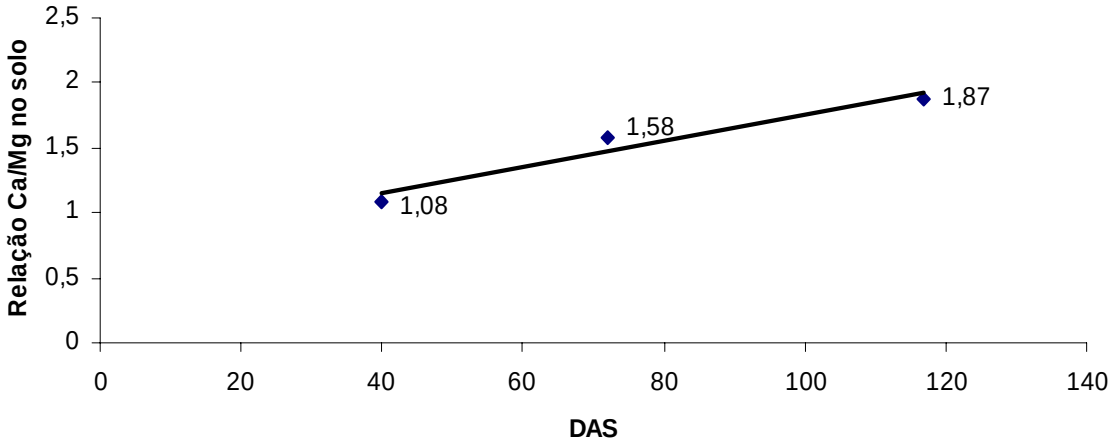


Figura 27. Relação Ca/Mg no solo de acordo com as diferentes coletas.

O modelo ajustável aos dados foi o linear crescente, e a equação de Ca/Mg no solo no de acordo com as coletas foi

$$Ca/Mg = 0{,}01X + 0{,}7458$$

$r^2 = 0{,}9391$.

O aumento da relação de Ca/Mg reflete do mesmo modo, diferenças na taxa de absorção destes nutrientes.

No Quadro 28 está apresentado o resumo da análise de variância para a relação Ca/K no solo de acordo com as taxas de aplicação de ARS, AD e diferentes coletas.

Quadro 28. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F para a relação Ca/K no solo.

Causas de variação	GL	F
AD	1	15,180*
ARS	3	6,241*
AD* ARS	3	3,982*
Erro I	14	
DAS	2	3,340*
AD*DAS	2	$0,282^{ns}$
ARS*DAS	6	$0,489^{ns}$
Erro II	40	
Total	71	
CV I (%)		65,45
CV II (%)		39,20

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

No Quadro 29 está apresentado o teste de comparação de médias para a relação Ca/K de acordo com a adubação.

Quadro 29. Teste de comparação de médias da relação Ca/K no solo de acordo com a adubação.

AD	
Com	Sem
16,38 b	30,47 a
Erro Padrão: 2,55	
DMS: 7,75	

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

Os tratamentos que não receberam adubação química na semeadura ou seja não receberam K, obtiveram maiores valores na relação Ca/K. Mesmo para os valores da relação Ca/K que não receberam adubação na semeadura são considerados solos com alta fertilidade para a cultura da soja no Paraná (EMBRAPA, 2006).

A Figura 28 apresenta a relação Ca/K no solo de acordo com as taxas de aplicação de ARS.

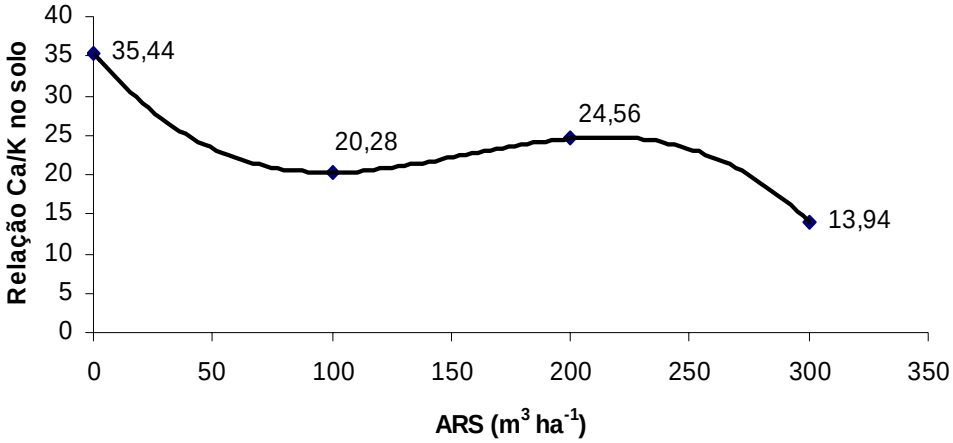


Figura 28. Relação Ca/K no solo de acordo com as taxas de aplicação de ARS.

A equação de regressão para a relação Ca/K no solo de acordo com as taxas de ARS foi

$$Ca/K = 0{,}000006X^3 + 0{,}0027X^2 + 0{,}3633X + 35{,}44$$

$r^2 = 1$.

No Quadro 30 é apresentado a analise de variância para a relação Ca/K no solo para o desdobramento ARS*AD.

Quadro 30. Análise de variância para a relação Ca/K no solo no desdobramento de água residuária dentro de cada nível de adubação.

Causas de variação	GL	F
ARS/1**	3	29,498*
ARS/2	3	$0{,}598^{ns}$
Erro	25	

*significativo a 5% de probabilidade.
** Codificação usada para o desdobramento cód. AD: 1 = sem adubação; 2 = com adubação na semeadura.

A Figura 29 apresenta a relação Ca/K no solo para o desdobramento ARS sem adubação na semeadura.

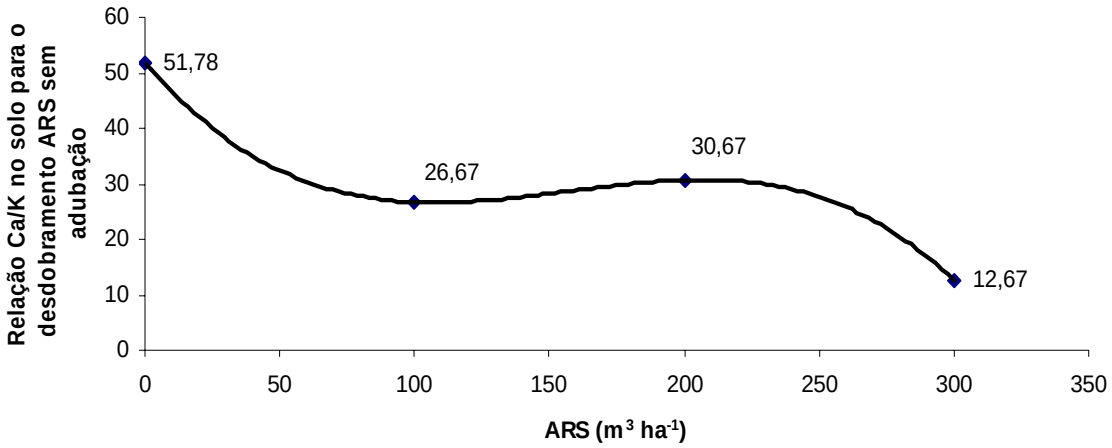


Figura 29. Relação Ca/K no solo para o desdobramento ARS sem adubação na semeadura.

A equação de regressão para a relação Ca/K no solo para o desdobramento ARS sem adubação foi

$$Ca/K = 0{,}00009X^3 + 0{,}004X^2 - 0{,}567X + 51{,}78$$

$r^2 = 1$.

A Figura 30 mostra a análise de regressão da relação Ca/K no solo de acordo com as diferentes coletas.

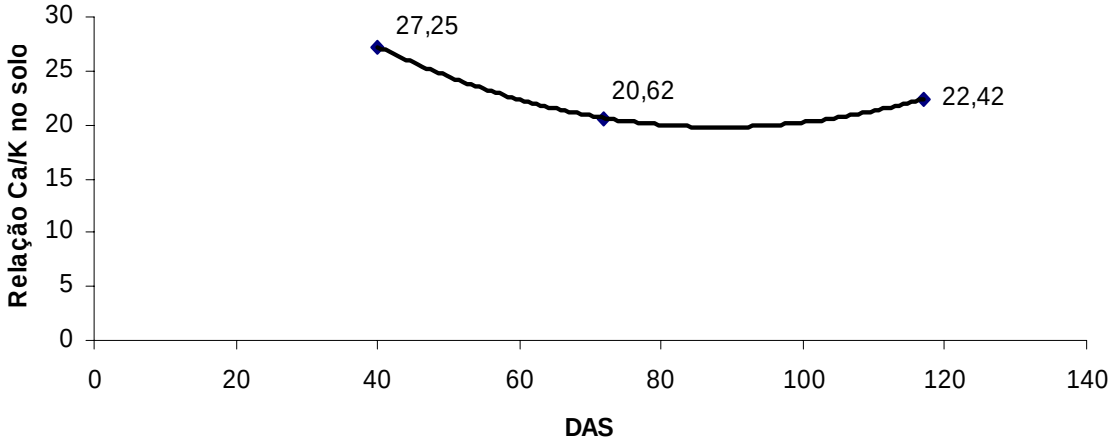


Figura 30. Relação Ca/K no solo de acordo com as diferentes coletas.

A equação de regressão para a relação Ca/K no solo de acordo com as diferentes coletas foi

$$Ca/K = 0{,}0032X^2 + 0{,}5667X + 44{,}783$$

$r^2 = 1$.

4.5 Análise de Fósforo (P) do solo e do percolado

4.5.1 Solo

No Quadro 31 está apresentado o resumo da análise de variância das concentrações de fósforo (mg dm^{-3}) no solo, sob tratamentos com ARS e adubação durante o desenvolvimento da cultura.

Quadro 31. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do fósforo (mg dm^{-3}) no solo.

Causas de variação	GL	F
AD	1	$0,05^{ns}$
ARS	3	6,711*
AD*ARS	3	3,637*
Erro I	14	
DAS	2	14,727*
AD*DAS	2	$0,701^{ns}$
ARS*DAS	6	$0,572^{ns}$
Erro II	40	
Total	71	
CV I (%)		16,82
CV II (%)		18,90

AD: adubação, ARS: água residuária da suinocultura, DAS: dias após semeadura, CV: coeficiente de variação, ns: não significativo a 5% de probabilidade, * significativo a 5% de probabilidade. Utilizou-se a transformação $\sqrt{x+0,5}$ para os valores de P no solo.

Nota-se no Quadro 31 que F foi significativo ao nível de 5% de probabilidade para os fatores ARS, pela interação AD* ARS e por DAS.

A Figura 31 é aprestada os teores de fósforo no solo (mg dm^{-3}) de acordo com as taxas de ARS.

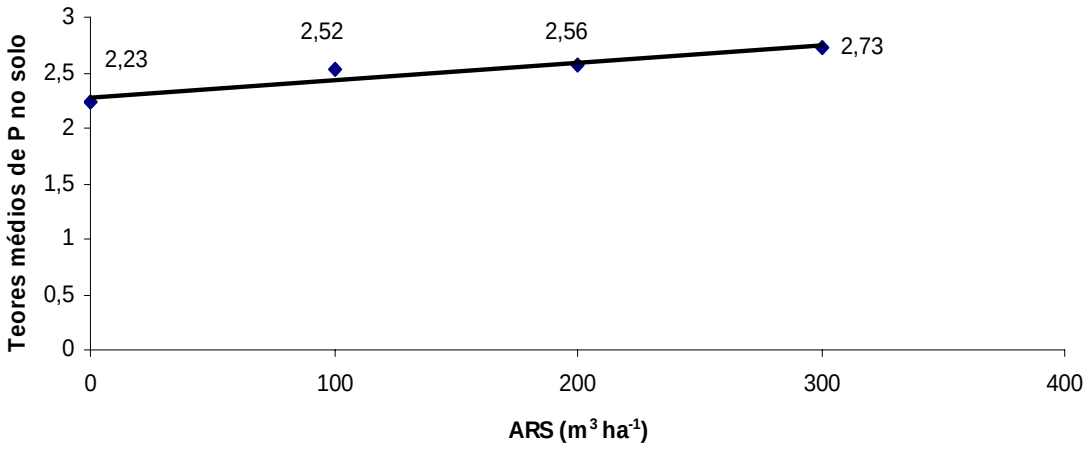


Figura 31. Valores médios de fósforo (mg dm^{-3}) no solo de acordo com as diferentes taxas de ARS.

Para os teores médios de fósforo no solo, foi possível estabelecer uma regressão linear significativa ($p<0,05$) com a variável ARS. A equação de regressão estabelecida para os teores de P no solo de acordo com as taxas de ARS, foi

$$P = 0{,}0015X + 2{,}2793$$

$r^2 = 0{,}9118$.

Observa-se na Figura 31 que os teores médios de P no solo sofreram aumento de acordo com as taxas de aplicação de ARS. O maior valor de P no solo foi de 2,73 (mg dm^{-3}), para a maior taxa de ARS aplicada (300 m^3 ha^{-1}).

Os dados observados no estudo estão de acordo com Prior (2008), Berwanger (2006), ambos verificaram aumento nos índices de fósforo no solo em função do aumento de aplicação de taxas de ARS.

O comportamento verificado no presente estudo pode ser observado em estudos realizados por Queiroz et al. (2004) que verificaram um aumento no teor de P disponível em relação à condição inicial com aplicação de ARS, indicando um acumulo desse macro nutriente no solo.

Ceretta et al. (2003) também verificaram que o teor de fósforo disponível no solo aumentou consideravelmente com a aplicação de ARS ao longo do tempo.

No Quadro 32 está apresentado à análise de variância para o desdobramento de ARS dentro de cada nível de adubação para os valores de fósforo (mg dm^{-3}) no solo.

Quadro 32. Análise de variância dos valores de fósforo (mg dm^{-3}) no solo para o desdobramento de ARS dentro de cada nível de AD.

Causas de variação	GL	F
ARS/1**	1	15,307*
ARS/2	2	2,987*
Erro	46	

*significativo a 5% de probabilidade.
** Codificação usada para o desdobramento cód. AD: 1 = 0; 2 = 100 (%).

No Quadro 32 observa-se que para o desdobramento de ARS dentro dos níveis de AD, os teores de fósforo são significativos para os tratamentos como ARS que receberam adubação bem como para os tratamentos que não receberam adubação na semeadura.

Na Figura 32 mostra o desdobramento de água residuária de suinocultura no nível 0 de adubação, para os teores de fósforo no solo.

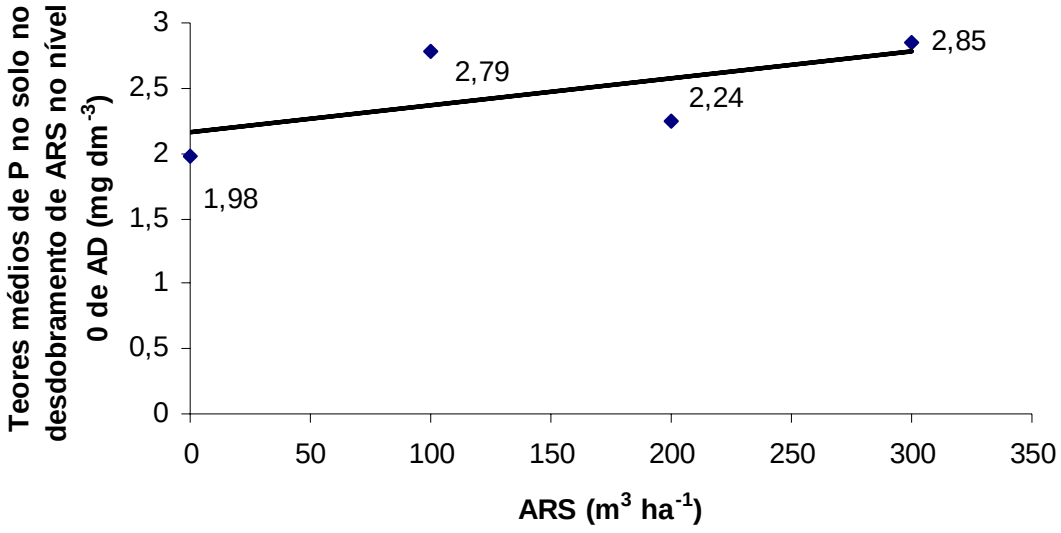


Figura 32. Valores médios de fósforo (mg dm^{-3}) no solo de para o desdobramento de ARS sem adubação de adubação.

Para os teores médios de fósforo no solo para o desdobramento ARS sem adubação, foi possível estabelecer uma regressão linear significativa ($p<0,05$) com a variável ARS. A equação de regressão estabelecida para os teores de P (mg dm^{-3}) no solo de acordo com as taxas de ARS, foi

$$P = 0{,}0021X + 2{,}156$$

$r^2 = 0{,}3931$.

Pode-se observar na Figura 32 que os teores de fósforo no solo aumentaram de acordo com as taxas de água residuária de suinocultura, valores mais altos de fósforo nas maiores taxas, isso indica que a aplicação de ARS em solos sem adubação na semeadura aumentou os teores de fósforo no solo.

Na Figura 33 está apresentado o desdobramento de água residuária de suinocultura com adubação, para os teores de fósforo no solo.

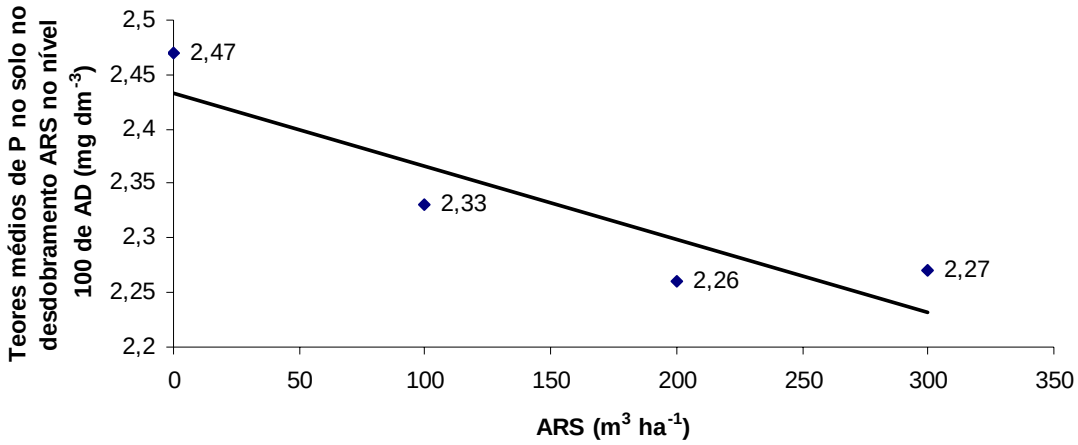


Figura 33. Valores médios de fósforo (mg dm^{-3}) no solo de para o desdobramento de ARS com de adubação.

Para os teores médios de fósforo no solo para o desdobramento ARS com de adubação, foi possível estabelecer uma regressão linear significativa ($p<0,05$) com a variável ARS. A equação de regressão estabelecida para os teores de P (mg dm^{-3}) no solo de acordo com as taxas de ARS, foi

$$P = 0{,}0007X + 2{,}433$$

$r^2 = 0{,}7995$.

Na Figura 33 observa-se que os tratamentos adubados na semeadura apresentaram efeito contrário aos tratamentos que não receberam adubação. Os teores de fósforo no solo reduziram de acordo com as taxas de água residuária, sendo maior a redução de acordo com as maiores taxas de ARS. Este fato pode estar associado ao efeito da água residuária no crescimento, o que provocou maior extração de P pelas plantas.

A Figura 34 apresenta os teores de fósforo (mg dm^{-3}) no solo de acordo com as datas de coleta.

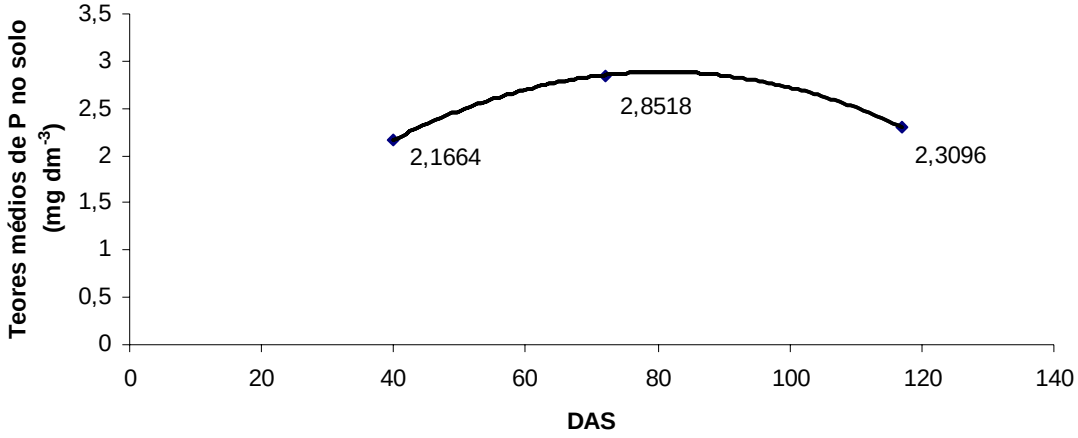


Figura 34. Valores médios de fósforo (mg dm^{-3}) no solo de acordo com as diferentes coletas.

Os teores médios de fósforo (mg dm^{-3}) no solo (Figura 34) apresentaram resposta quadrática significativa para DAS, com pequenas variações ao longo das coletas. O maior valor de P no solo foi de 2,85 (mg dm^{-3}) aos 72 DAS. A equação de regressão estabelecida para os teores de P (mg dm^{-3}) no solo de acordo com as coletas, foi

$$P = -0{,}0004X^2 + 0{,}0701X + 0{,}0579$$

$r^2 = 0{,}99$.

Provavelmente o aumento inicial dos 40 aos 80 dias deve-se ao efeito da adição de P, com expressão máxima da contribuição pela água residuária. A partir de então, prevalece o efeito dreno do solo sobre o P em função da reação de adsorção diminuindo o P-lábil. A adsorção de P é aumentada com o tempo de contato.

Resultados diferentes foram encontrados por Ceretta et al. (2003) que observaram ao longo de 8,3 meses de aplicação de ARS, aumento na quantidade de fósforo disponível na camada 0-10 cm foi de 242% e 580% com aplicações de 20 e 40 m^3 ha^{-1}, respectivamente; aos 48 meses o incremento foi de 3,94% e 6,71% com as doses de 20 e 40 m^3 ha^{-1}, respectivamente.

Malavolta (1980) citado por Lantmann e Castro (2004) completaram 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.

É importante ressaltar que as concentrações de fósforo no solo nesse estudo referem-se ao perfil do solo (0 – 60 cm), provavelmente se fossem retiradas amostras de solo em várias camadas, as maiores concentrações seriam observadas nas camadas superficiais. De acordo com Berwanger (2006) este elemento tem capacidade de interagir, especialmente com a fração mineral, por isso sua concentração é maior na superfície.

4.5.2 Percolado

No Quadro 33 está apresentado o resumo da análise de variância para as concentrações de fósforo (mg L^{-1}) no material percolado sob tratamentos com ARS e adubação durante o desenvolvimento da cultura.

Quadro 33. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do fósforo (mg L^{-1}) no material percolado.

Causas de variação	GL	F
AD	1	32,57*
ARS	3	8,798*
AD*ARS	3	3,857*
Erro I	14	
DAS	2	50,105*
AD*DAS	2	$1,771^{ns}$
ARS*DAS	6	$1,047^{ns}$
Erro II	40	
Total	71	
CV I (%)		14,62
CV II (%)		20,68

AD: adubação, ARS: água residuária da suinocultura, DAS: dias após semeadura, CV: coeficiente de variação, ns: não significativo a 5% de probabilidade, * significativo a 5% de probabilidade. Utilizou-se a transformação $\sqrt{x+0,5}$ para os valores de P no solo.

Pela análise de variância, no Quadro 33, foi possível verificar que F foi significativo para adubação, água residuária, dias após a semeadura e para o desdobramento entre adubação e água residuária.

No Quadro 34 está apresentado o teste de comparação de médias para as concentrações de fósforo (mg L^{-1}) no material percolado de acordo com a adubação.

Quadro 34. Teste de comparação de médias das concentrações de fósforo (mg L^{-1}) no percolado para a variável AD.

AD	
Com	Sem
1,01 a	0,83 b
Erro Padrão: 0,022	
DMS: 0,068	

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

Os valores de fósforo foram maiores para os tratamentos que receberam adubação.

A Figura 35 mostra os valores de fósforo (mg L^{-1}) no material percolado em função das taxas de ARS.

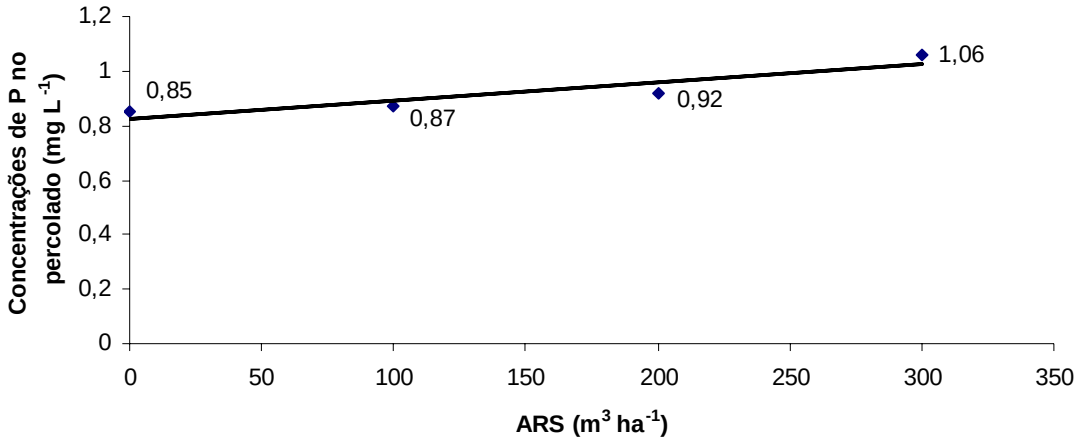


Figura 35. Concentrações de fósforo (mg L^{-1}) no percolado de acordo com as diferentes taxas de ARS.

Na Figura 35 observa-se que as maiores concentrações de fósforo no percolado foram encontrados nos tratamentos que receberam maiores taxa de ARS. O modelo de regressão ajustável às concentrações de fósforo no percolado foi o linear crescente. A equação de regressão estabelecida para as concentrações de P no percolado de acordo com as taxas de ARS, foi

$$P = -0{,}0007X + 0{,}823X$$

r^2 = 0,8595.

A mobilidade de fósforo no solo é muito pequena, e por isso as perdas por percolação em solos agricultáveis são consideradas insignificantes (Basso 2003), devido a isso se observam baixas concentrações do elemento no percolado. Comparando-se a lixiviação de fósforo com aplicação de fertilizantes e resíduos orgânicos, alguns autores verificam que ocorre maior mobilidade de fósforo no solo na forma orgânica (MOZAFFARI e SIMS, 1994; EGHBALL el al.; 1996).

BERTOL (2005) evidenciou que o solo que recebe dejeto líquido de suíno propicia maior suscetibilidade do solo para perda de fósforo, em relação ao solo que recebem formulados com NPK. Isso significa, ainda, que a transferência de fósforo para o solo por meio de dejeto líquido de suíno apresenta maior risco ambiental do que se essa transferência fosse feita por uma fonte inorgânica.

De acordo com os resultados encontrados neste experimento, Doblinski (2006), aplicando ARS em solo cultivado com feijão, verificou que as perdas de fósforo total no solo foram incrementadas à medida que houve aumento das doses de ARS aplicadas, sendo maior para a maior taxa de 200 m^3 ha^{-1}. Também se observou que a partir da testemunha esta quantidade foi aumentando linearmente.

No Quadro 35 está apresentado o resumo da análise de variância das concentrações de fósforo (mg L^{-1}) no material percolado para o desdobramento ARS dentro de cada nível de adubação.

Quadro 35. Análise de variância das concentrações de fósforo (mg L^{-1}) no percolado para o desdobramento de ARS dentro de cada nível de adubação.

Causas de variação	GL	F
ARS/1**	3	$1,99^{ns}$
ARS/2	3	14,98*
Erro	52	

*significativo a 5% de probabilidade.
** Codificação usada para o desdobramento cód. AD: 1 = 0; 2 = 100 (%).

Na Figura 36 é apresenta os valores do fósforo (mg L^{-1}) no material percolado para o desdobramento de ARS com na adubação na semeadura

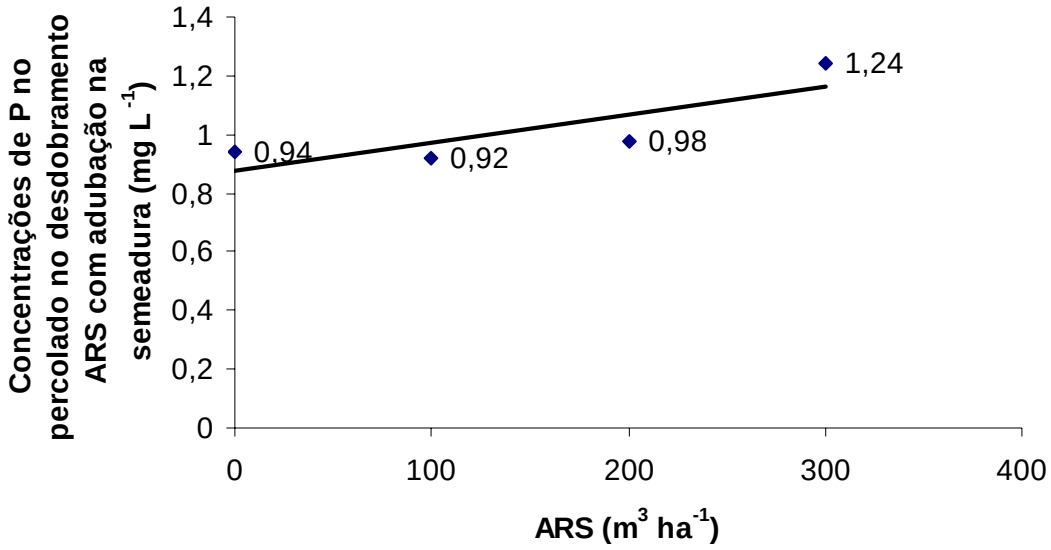


Figura 36. Concentrações de fósforo (mg L^{-1}) no percolado para o desdobramento de ARS com adubação na semeadura.

Observa-se na Figura 36 que as maiores concentrações de fósforo no percolado para o desdobramento de ARS com adubação na semeadura foram encontrados nos tratamentos que receberam maiores taxa de ARS. O modelo de regressão ajustado às concentrações de fósforo no percolado foi o linear crescente. A equação de regressão estabelecida para as concentrações de P no percolado de acordo com as taxas de ARS, foi

$$P = 0{,}001X + 0{,}8727$$

$r^2 = 0{,}6916$.

A figura 37 é apresenta os valores do fósforo (mg L^{-1}) no material percolado em função das diferentes coletas.

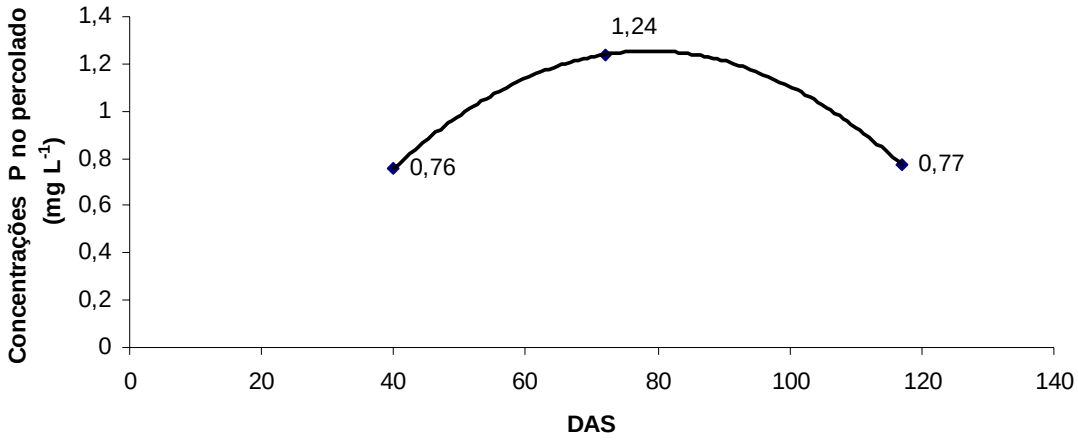


Figura 37. Concentrações de fósforo (mg L^{-1}) no percolado de acordo com as diferentes coletas.

Pode-se observar na Figura 37 que o modelo de regressão ajustável às concentrações de fósforo no percolado de acordo com as coletas foi o quadrático. A equação de regressão estabelecida para as concentrações de P (mg L^{-1}) no percolado de acordo com as datas de coletas, foi

$$P = -0{,}0003X^2 + 0{,}052X - 0{,}7917$$

$r^2 = 0{,}99$.

Berwanger (2006), em que as concentrações de fósforo total no percolado, com aplicação de 0, 520 e 1040 m^3 ha^{-1} de dejetos suínos na cultura do milho independe das taxas aplicadas. As maiores concentrações de fósforo foram observadas aos 79 dias após a aplicação do dejeto, e os aumentos no fósforo total chegaram a 1,2 e 2,9 vezes nas quantidades acumuladas de 520 e 1040 m^3 ha^{-1}, em relação a onde não foi aplicado dejeto.

Nota-se que a percolação de fósforo no perfil do solo após a aplicação de ARS é pequena. Eghball et al. (1997), aplicando 60 kg ha^{-1} de fósforo em faixas observaram que a movimentação do fósforo no perfil foi de apenas 4 cm em três diferentes tipos de solo. Contudo, a movimentação em profundidades do elemento pode ser maior quando se associa altas doses de fertilizante mineral com adição de resíduos orgânicos. Alguns trabalhos apresentam resultados que a lixiviação do fósforo com aplicação de fertilizantes e resíduos orgânicos, apresenta maior mobilidade do fósforo no material percolado, indicando maior concentração do elemento ao final do período analisado.

A perda de fósforo obtida no estudo em relação ao aspecto ambiental tomou-se como parâmetro para o enquadramento as águas superficiais conforme estabelecido pela Resolução 357 do CONAMA (BRASIL, 2005), uma vez que não existem os limites que enquadram estes teores para as águas subterrâneas. Conforme a resolução, para corpos d'água de classe 1 o limite máximo da concentração de fósforo deve ser 0,02 mg L^{-1} para ambiente lêntico (água parada) e 0,1 para ambiente lótico (água continentais moventes) e para corpos d'água na classe 2 também não devem ultrapassar para ambiente lêntico e lótico 0,03 e 0,05 mg L^{-1}, respectivamente. Comparando-se os limites estabelecidos com as médias de fósforo para as taxas de ARS, verifica-se que tanto para ambientes lêntico como lóntico da classe 1 como os da classe 2, nos três períodos avaliados as concentrações de fósforo ultrapassaram os limites estabelecidos pela resolução, indicando que as concentrações de fósforo no percolado podem causar contaminações do lençol freático.

Eghball et al. (1990) a percolação de fósforo no perfil do solo pode ser maior quando se associa altas doses de fertilização mineral com adição de resíduos orgânicos.

Basso et al. (2005) afirmam que as concentrações de fósforo de 0,2 a 0,3 mg L^{-1} são consideradas ideais na água percolada para um bom desenvolvimento de plantas.

Comparando-se as perdas de fósforo desse 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 a 8,1 mg L^{-1} em áreas de pastagem natural cultivada com trevo e com aplicação de 50 m^3 ha^{-1} de água residuária de suinocultura.

4.6 Análise de Carbono orgânico (C. O.) no solo.

No Quadro 36 está apresentado a análise de variância para o Carbono orgânico (g dm^{-3}) no solo, sob tratamentos com ARS e adubação nas diferentes coletas.

Quadro 36. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do C.O. (g dm^{-3}) no solo.

Causas de variação	GL	F
AD	1	$0,089^{ns}$
ARS	3	$0,505^{ns}$
AD* ARS	3	$0,132^{ns}$
Erro I	14	
DAS	2	$1,929^{ns}$
AD*DAS	2	$0,480^{ns}$
ARS*DAS	6	$0,879^{ns}$
Erro II	40	
Total	71	
CV I (%)		22,56
CV II (%)		18,34

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

Observa-se no Quadro 36 que o valor de F foi não significativo ao nível de 5% de probabilidade para nenhum dos fatores avaliados durante o desenvolvimento da cultura da soja. Ou seja, os valores de C.O. não sofreram variações com as taxas de ARS, com a AD e nem com as diferentes coletas bem como com suas interações.

Resultados semelhantes foram encontrados por Ceretta et al. (2003), os quais trabalhando com aplicações de dejetos líquidos em pastagens também não observaram aumento no teor de C orgânico no solo após 48 meses de aplicações sucessivas. Num longo período de tempo de aplicação (34 anos), Ellerbrock et al., (1999) também não encontraram alteração no conteúdo total de C no solo. Isto poderia ser explicado pelos baixos teores de matéria seca dos dejetos, ou pelas próprias características do C dos dejetos líquidos de suínos, ricos em polissacarídeos, proteína, lipídeos e outros compostos (DINEL & GREGORICH, 1995) que podem ser considerados de fácil degradação.

Cavallet et al. (2006) avaliaram o valor fertilizante de água residuária de uma indústria de enzimas em um ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO, cultivado com milho e verificaram que a concentração de carbono orgânico no decorrer do experimento, diminuiu em todos os tratamentos, quando se considera o início do experimento, e cinco meses após, no final do experimento. Tal diminuição é comum em solos agrícolas em virtude da biodegradação da matéria orgânica em conseqüência de vários fatores,

principalmente aos tratos culturais, que promove maior aeração e, conseqüentemente, maior atividade microbiana (Cardoso, 1992).

4.7 Análise de Nitrogênio total (N) no solo e no percolado

4.7.1 Solo

No Quadro 37 está apresentado o resumo da análise de variância para os teores de nitrogênio total no solo (mg dm^{-3}) sob tratamentos com ARS e adubação nas diferentes coletas.

Quadro 37. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do N (mg dm^{-3}) no solo.

Causas de variação	GL	F
AD	1	29,115*
ARS	3	7,237*
AD*ARS	3	21,266*
Erro I	14	
DAS	1	63,121*
AD*DAS	1	26,942*
ARS*DAS	3	$1,720^{ns}$
Erro II	21	
Total	47	
CV I (%)		5,37
CV II (%)		6,73

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

Pode-se observar o Quadro 37 que F foi significativo para os fatores: adubação, água residuária, datas de coletas e para as interações AD*ARS e AD*DAS.

No Quadro 38 está apresentado o teste de comparação de médias para os valores de nitrogênio (mg dm^{-3}) no solo de acordo com o fator adubação na semeadura.

Quadro 38. Teste de comparação de médias dos valores de N no solo (mg dm^{-3}) de acordo com a adubação.

AD	
Com	Sem
1118,75 a	1028,75 b
Erro Padrão: 11,77	
DMS: 35,71	

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

Pelo Quadro 38, foi possível verificar que é que possível estabelecer um modelo de regressão para os teores de nitrogênio total no solo (mg dm^{-3}) para a variável dependente ARS. A Figura 38 apresenta teores de nitrogênio total (mg dm^{-3}) no solo de acordo com as taxas de ARS.

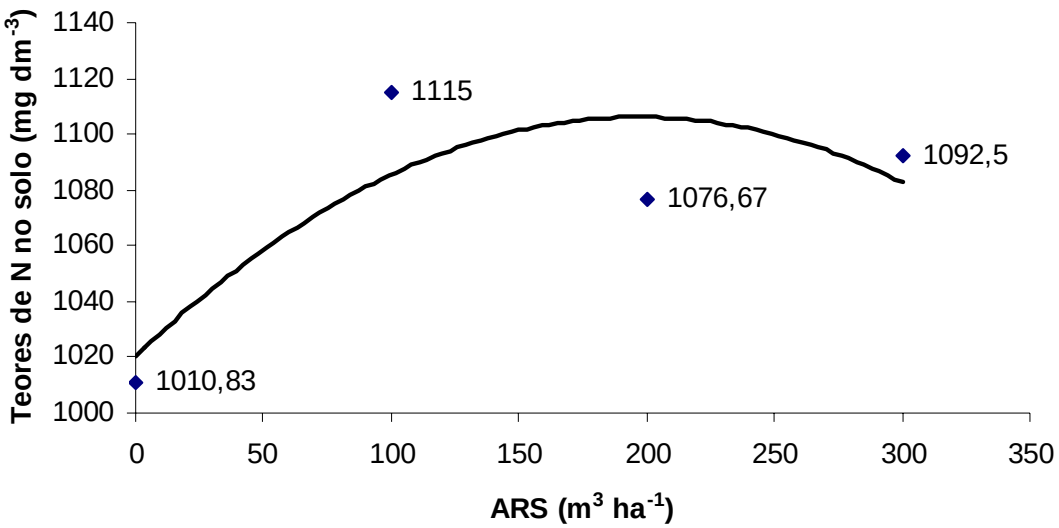


Figura 38. Teores de nitrogênio total (mg dm^{-3}) no solo de acordo com as taxas de ARS.

Na Figura 38 observa-se que o modelo de regressão ajustável aos teores de nitrogênio total no solo de acordo com as taxas de ARS, foi o quadrático. A equação de regressão estabelecida para as concentrações de nitrogênio total (mg dm^{-3}) no solo de acordo com as taxas de ARS, foi

$$N = -0{,}0022X^2 + 0{,}8692X + 1020{,}7$$

$r^2 = 0{,}6788$.

No Quadro 39 está apresentado o resumo da análise de variância dos teores de nitrogênio total (mg dm^{-3}) no solo para o desdobramento ARS dentro de cada nível de adubação.

Quadro 39. Análise de variância dos teores de nitrogênio total (mg dm^{-3}) no solo para o desdobramento de ARS dentro de cada nível de adubação.

Causas de variação	GL	F
ARS/1	3	39,847*
ARS/2	3	4,526*
Erro	35	

*significativo a 5% de probabilidade.
** Codificação usada para o desdobramento cód. AD: 1 = 0; 2 = 100 (%).

Na Figura 39 é apresentado os teores de nitrogênio (mg dm^{-3}) no solo para o desdobramento ARS sem adubação na semeadura.

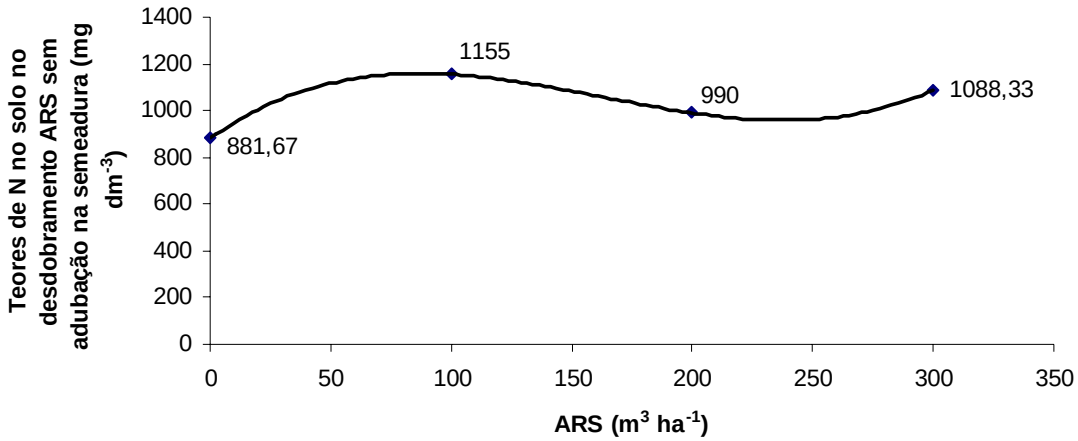


Figura 39. Teores de nitrogênio total (mg dm^{-3}) no solo para o desdobramento ARS sem adubação na semeadura.

Na Figura 39 observa-se que o modelo de regressão ajustável aos teores de nitrogênio total no solo no desdobramento ARS sem adubação na semeadura foi o cúbico. A equação de regressão estabelecida para as concentrações de nitrogênio total (mg dm^{-3}) no solo de acordo com as taxas de ARS, foi

$$N = 0{,}0001X^3 - 0{,}057X^2 + 7{,}2638X + 881{,}67$$

$r^2 = 1$.

Na Figura 40 é apresentado os teores de nitrogênio total (mg dm^{-3}) no solo para o desdobramento ARS com adubação na semeadura

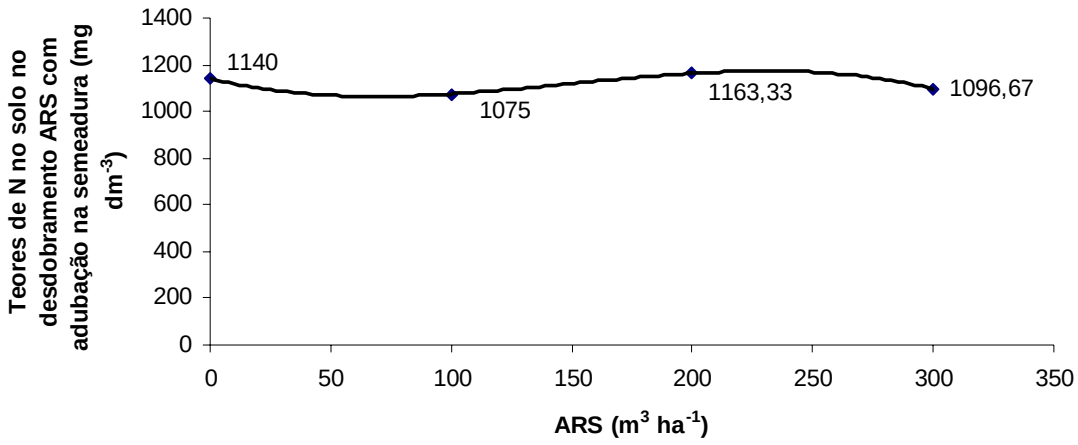


Figura 40. Teores de nitrogênio total (mg dm^{-3}) no solo para o desdobramento ARS com adubação na semeadura.

Na Figura 40 pode-se observar que o modelo de regressão ajustável aos teores de nitrogênio total no solo no desdobramento ARS com adubação na semeadura foi o cúbico. A equação de regressão estabelecida para as concentrações de nitrogênio total (mg dm^{-3}) no solo de acordo com as taxas de ARS, foi

$$N = -0{,}00005X^3 + 0{,}0231X^2 - 2{,}44X + 1140$$

$r^2 = 1$.

Na figura 41 é apresentado os teores de nitrogênio total (mg dm^{-3}) no solo de acordo com as datas de coletas.

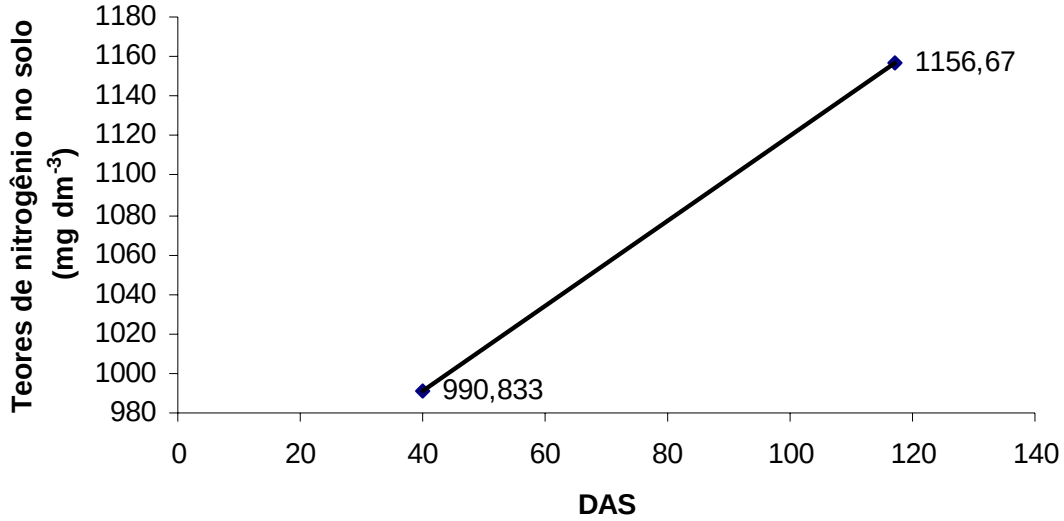


Figura 41. Teores de nitrogênio total (mg dm^{-3}) no solo de acordo com as diferentes coletas.

O modelo de regressão estabelecido foi o linear crescente, indicando que o teor de nitrogênio total no solo aumentou ao longo do experimento (Figura 41). A equação de regressão estabelecida para as concentrações de nitrogênio total (mg dm^{-3}) no solo de acordo com as diferentes coletas, foi

$$N = 2{,}1537X + 904{,}68$$

$r^2 = 1$.

No Quadro 40 está apresentado o resumo da análise de variância para os teores de nitrogênio total no solo para o desdobramento AD dentro de cada nível DAS.

Quadro 40. Análise de variância para os teores de nitrogênio total (mg dm^{-3}) no desdobramento de AD dentro de cada nível de DAS

Causas de variação	GL	F
AD/1**	1	82,740*
AD/2	1	$0{,}707^{ns}$
Erro	35	

* significativo a 5 % de significância.
AD: adubação, **1 = 40 DAS, 2** = 117 DAS

Na análise de variância verificou-se que apenas aos 40 dias após a semeadura que os teores de nitrogênio total no solo diferem estatisticamente em função da adubação.

No Quadro 41 é apresentado o teste de comparação de médias para

os teores de nitrogênio total no solo para o desdobramento adubação em cada nível de DAS.

Quadro 41. Teste de comparação de médias para os teores de nitrogênio total (mg dm^{-3}) no solo no desdobramento de AD dentro de cada nível DAS.

DAS	AD	
	Com	Sem
40	1090 a	891,67 b
117	1147,50 a	1165,83 a
Erro Padrão: 15,41		
DMS: 44,26		

Letras iguais na mesma linha não diferem estatisticamente ao nível de 5% de probabilidade.

O desdobramento apresentado no Quadro 41, mostra que aos 40 DAS os valores de nitrogênio total no solo apresentaram maiores médias que foram de 1090 (mg dm^{-3}) e para os tratamentos que não foram adubados com 891,67 (mg dm^{-3}) e que os teores de nitrogênio total no solo aos 117 DAS não diferem estatisticamente entre os tratamentos que receberam adubação química na semeadura em relação aos que não receberam.

4.7.2 Percolado

No Quadro 42 é apresentado o resumo da análise de variância para as concentrações de nitrogênio total (mg L^{-1}) no percolado sob tratamentos com ARS e adubação nas diferentes coletas.

Quadro 42. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do nitrogênio total (mg L^{-1}) no percolado dos lisímetros.

Causas de variação	GL	F
AD	1	$2,660^{ns}$
ARS	3	$0,522^{ns}$
AD*ARS	3	$0,651^{ns}$
Erro I	14	
DAS	1	4,067*
AD*DAS	1	$1,379^{ns}$
ARS*DAS	3	$0,784^{ns}$
Erro II	21	
Total	47	
CV I (%)		35,58
CV II (%)		31,96

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

Verifica-se através da análise de variância apresentada no Quadro 42, que o F foi significativo ao nível de 5% de probabilidade para o fator DAS.

As concentrações de nitrogênio total no percolado não foram influencias pela aplicação de ARS, nem pela adubação. Resultados semelhantes foram encontrados por Smanhotto (2008) aplicando ARS em solos cultivados com soja, em que não observou diferenças significativas nas concentrações de nitrogênio total no percolado com aplicação de água residuária de suinocultura e adubação bem como para interação adubação ARS.

Aguiar et al. (2006) observaram baixas concentrações de nitrogênio total no percolado de vasos após a aplicação de resíduos bovinos e palha de arroz e verificaram que a diminuição deste nutriente no solo não tem como principal causa, a lixiviação. Considerando que a concentração de nitrogênio total da ARS aplicada ao solo foi de 887 mg L^{-1}, nota-se através da Figura 42 que as perdas foram pequenas.

A Resolução 357/2005 do CONAMA (BRASIL, 2005) prevê que a concentração de nitrogênio total não deve ultrapassar 1,27 mg L^{-1} para ambientes lênticos e 2,18 mg L^{-1} para ambientes lóticos para águas doces de classes 1 e 2, quando o nitrogênio for fator limitante para a eutrofização.

Boeira e Souza (2007) completaram 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, volatização, armazenamento de N orgânico no solo e absorção pelas plantas.

Na Figura 42 está apresentado às concentrações de nitrogênio total (mg L^{-1}) no percolado em função das coletas.

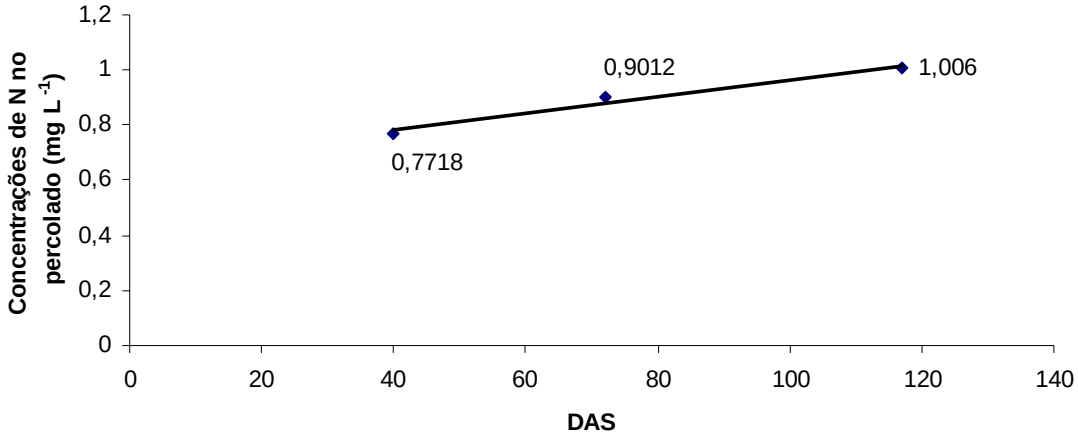


Figura 42. Concentrações de nitrogênio (mg L^{-1}) no percolado em função das diferentes coletas.

O modelo de regressão estabelecido foi o linear crescente, indicando que o teor de nitrogênio total no percolado aumentou ao longo do experimento. A equação de regressão estabelecida para as concentrações de nitrogênio total (mg L^{-1}) no percolado de acordo com as diferentes coletas, foi

$$N = 0{,}003X + 0{,}6644$$

$r^2 = 0{,}9753$.

As concentrações de nitrogênio total no percolado não ultrapassaram os valores estabelecidos na resolução do CONAMA (BRASIL, 2005), isso indica que não há risco de contaminação do lençol freático pela quantidade de nitrogênio total encontrado no percolado.

4.8 Capacidade de cátions (CTC) e da soma de base (SB) no solo

4.8.1 CTC

No Quadro 43 está apresentado o resumo da análise de variância para a CTC ($cmol_c$ dm^{-3}) do solo sob tratamentos com água residuária de suinocultura, adubação e diferentes coletas.

Quadro 43. Resumo da análise de variância para obtenção de F da CTC ($cmol_c$ dm^{-3}) no solo.

Causas de variação	GL	F
AD	1	$0,005^{ns}$
ARS	3	$0,578^{ns}$
AD*ARS	3	$0,334^{ns}$
Erro I	14	
DAS	2	25,521*
AD*DAS	2	$0,070^{ns}$
ARS*DAS	6	$0,564^{ns}$
Erro II	40	
Total	71	
CV I (%)		15,09
CV II (%)		10,20

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

No Quadro 43 verifica-se que F foi significativo para DAS e para os demais parâmetros bem como para suas interação F foi não significativo. Sendo assim foi possível estabelecer um modelo de regressão para os valores de CTC ($cmol_c$ dm^{-3}) do solo de acordo com as diferentes coletas. Na Figura 48 é apresentado os valores de CTC no solo ($cmol_c$ dm^{-3}) de acordo com as diferentes coletas.

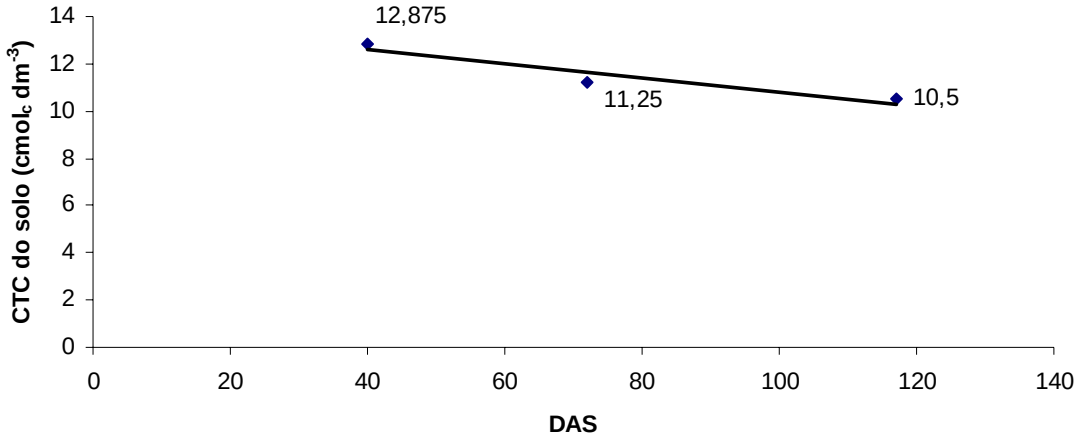


Figura 48. Valores de CTC no solo em função das diferentes coletas.

Observa-se na Figura 48 que os valores de CTC reduziram ao longo das coletas. A equação de regressão estabelecida para os valores de CTC no solo de acordo com as diferentes coletas, foi

$$CTC = -0{,}00299X + 13{,}862$$

$r^2 = 0{,}9088$.

No Quadro 44 está apresentado o resumo da análise de variância da SB ($cmol_c\ dm^{-3}$) do solo, sob tratamentos como ARS, adubação e diferentes coletas.

Quadro 44. Resumo da análise de variância para obtenção de F da SB ($cmol_c\ dm^{-3}$) no solo.

Causas de variação	GL	F
AD	1	$2{,}485^{ns}$
ARS	3	$2{,}760^{ns}$
AD*ARS	3	$2{,}054^{ns}$
Erro I	14	
DAS	2	58,863*
AD*DAS	2	5,216*
ARS*DAS	6	$1{,}869^{ns}$
Erro II	40	
Total	71	
CV I (%)		10,62
CV II (%)		13,00

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

A figura 49 apresenta os valores de SB ($cmol_c\ dm^{-3}$) do solo de acordo com as diferentes coletas.

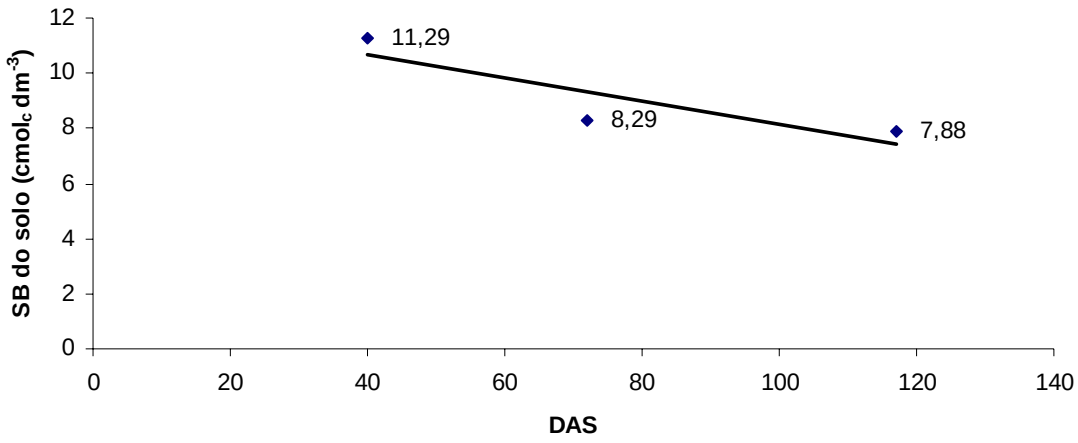


Figura 49. Valores de SB no solo em função das diferentes coletas.

Na Figura 49 observa-se que os valores de SB reduziram ao longo das coletas. A equação de regressão estabelecida para os valores de SB no solo de acordo com as diferentes coletas, foi

$$SB = -0{,}0421X + 12{,}365$$

$r^2 = 0{,}7628$.

4.8.2 SB

No Quadro 45 é apresentado o resumo da análise de variância da SB do solo para o desdobramento de AD dentro de cada nível de DAS.

Quadro 45. Resumo da análise de variância para obtenção de F da SB ($cmol_c\ dm^{-3}$) do solo o desdobramento de AD dentro de cada nível de DAS.

Causas de variação	GL	F
AD/1**	1	$0{,}053^{ns}$
AD/2	1	$2{,}594^{ns}$
AD/3	1	19,112*
Erro	49	

*significativo a 5% de probabilidade.
**1: 40 DAS, 2: 72 DAS, 3: 117 DAS.

No Quadro 46 está apresentado o teste de comparação de médias para as a soma de bases ($cmol_c\ dm^{-3}$) no solo para o desdobramento adubação em cada nível de DAS.

Quadro 46. Teste de comparação de médias para SB ($cmol_c\ dm^{-3}$) no solo para o desdobramento adubação em cada nível de DAS.

DAS	AD	
	Com	Sem
40	11,33 a	11,250 a
72	8,583 a	8,00 a
117	8,66 a	7,66 b
Erro Padrão: 0,2560		
DMS: 0,7278		

Letras iguais na mesma linha não diferem estatisticamente ao nível de 5% de probabilidade.

4.9 Condutividade Elétrica (CE) do percolado

No Quadro 47 está apresentado o resumo da análise de variância para a condutividade elétrica ($\mu S\ cm^{-1}$) do percolado.

Quadro 47. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de Condutividade elétrica (CE) da água percolada nos lisímetros.

Causas de variação	GL	F
AD	1	$0,251^{ns}$
ARS	3	$0,638^{ns}$
AD*ARS	3	$2,475^{ns}$
Erro I	14	
DAS	2	12,560*
AD*DAS	2	$0,529^{ns}$
ARS*DAS	6	$0,811^{ns}$
Erro II	40	
Total	71	
CV I (%)		61,53
CV II (%)		24,20

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

Pelo Quadro 47, foi possível verificar que F foi significativo para DAS e não significativo para adubação, ARS e para as interações adubação ARS, adubação DAS, e ARS DAS.

A Figura 50 apresenta os valores de CE (μS cm^{-1}) do percolado de acordo com as diferentes coletas.

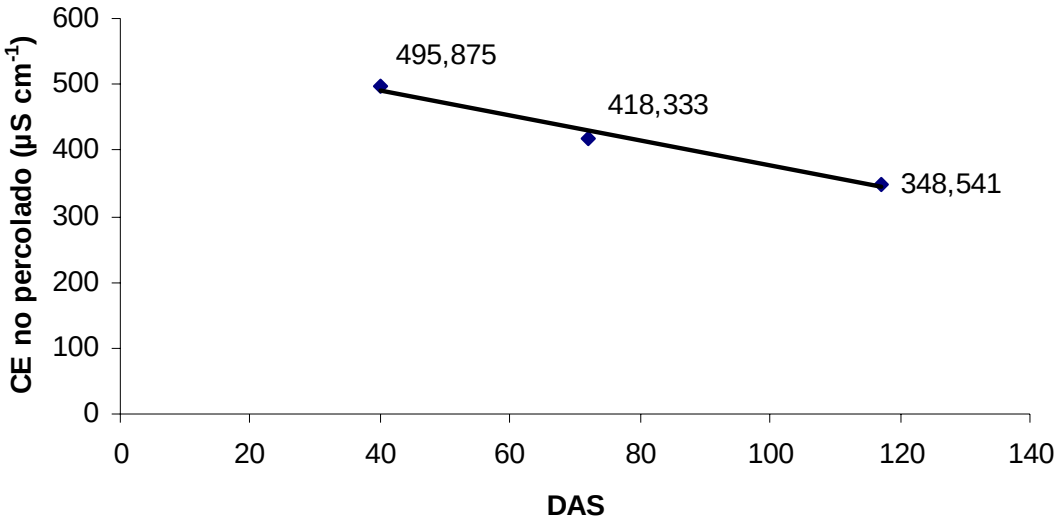


Figura 50. Valores médios do CE do percolado dos lisímetros de acordo com as diferentes coletas.

Na figura 50 foi possível verificar que a condutividade elétrica do percolado reduziu ao longo das coletas, fato que pode ser justificado pela única aplicação inicial da ARS.

A equação de regressão estabelecida para os valores de CE no percolado dos lisímetros de acordo com as diferentes coletas, foi

$$CE = -1{,}8898X + 565{,}16$$

$r^2 = 0{,}9838$

Freitas (2001) trabalhando com três tipos de água residuária na cultura do milho verificou que os valores médios de condutividade elétrica dos efluentes foram de 0, 19; 5,42 e 5,51 dS m^{-1}, para os tratamentos com água, água residuária bruta e água residuária peneirada, respectivamente. O autor observou uma tendência de aumento da CE aos 137 DAS, evidenciando acúmulo de sais no solo após aplicações sucessivas de água residuárias de suinocultura. Elevados valores de condutividade elétrica nas águas percoladas

podem estar associadas ao carreamento de íons de alta mobilidade, como Na, K e outros, presentes principalmente nas águas residuárias.

4.10 Produtividade da cultura da soja

No Quadro 48 está apresentada a produtividade da cultura da soja (kg ha^{-1}).

Quadro 48. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores da produtividade da cultura da soja.

Causas de variação	GL	F
AD	1	$0,05^{ns}$
ARS	3	$1,261^{ns}$
AD*ARS	3	$1,018^{ns}$
Erro I	14	
Erro II	2	
Total	23	
CV I (%)		33,35
CV II (%)		47,60

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

No Quadro 48 pode-se verificar que F não foi significativo para adubação, ARS e para nem para a interação adubação ARS. Os fatores adubação e taxas de ARS não influenciaram na produtividade em kg ha^{-1} da cultura da soja.

No Quadro 49 está apresentado o resumo da análise de variância para o número de vagem por plantas.

Quadro 49. Resumo da análise de variância para a obtenção do número de vagens por planta na cultura da soja.

Causas de variação	GL	F
AD	1	$0,019^{ns}$
ARS	3	$1,848^{ns}$
AD*ARS	3	$2,393^{ns}$
Erro I	14	
Erro II	2	
Total	23	
CV I (%)		24,30
CV II (%)		25,13

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

No Quadro 49 pode-se observar que F foi não significativo para ARS e AD. Ou seja, número de vagens por planta não teve influencia pela aplicação de ARS bem como pela adubação ou não na semeadura.

No Quadro 50 é apresentado o resumo da análise de variância para o número de sementes por planta na cultura da soja

Quadro 50. Resumo da análise de variância para a obtenção do número de sementes por planta na cultura da soja.

Causas de variação	GL	F
AD	1	$0,933^{ns}$
ARS	3	$1,046^{ns}$
AD*ARS	3	$0,66^{ns}$
Erro I	14	
Erro II	2	
Total	23	
CV I (%)		37,05
CV II (%)		38,12

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

No Quadro 50 verifica-se que F foi não significativo para ARS e AD bem como para a interação AD*ARS. O número de sementes por planta, não teve influencia pela aplicação de ARS bem como pela adubação ou não na semeadura.

No Quadro 51 está mostrado o resumo da análise de variância para o número de sementes por vagem

Quadro 51. Resumo da análise de variância para a obtenção do número de sementes por vagem.

Causas de variação	GL	F
AD	1	$0,467^{ns}$
ARS	3	$1,400^{ns}$
AD*ARS	3	$0,778^{ns}$
Erro I	14	
Erro II	2	
Total	23	
CV I (%)		23,13
CV II (%)		15,80

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

No Quadro 51 pode-se observar que F foi não significativo para ARS e AD. O número de sementes por vagem não variou com aplicação de ARS nem pela adubação na semeadura ou não na semeadura.

A não resposta da cultura a adição da ARS está associada à fertilidade média a alta do solo utilizado no experimento como pode ser observando no quadro 3.

5 CONCLUSÕES

- A aplicação de ARS e adubação na semeadura não influenciaram significativamente os valores do pH do solo bem como no percolado, porém, tais valores foram estatisticamente diferentes para as datas de coleta.
- Os teores de Ca no solo não foram influenciados pela aplicação de ARS e adubação, entretanto os valores foram diferentes para os períodos de coletas.
- As taxas de ARS e a adubação promoveram um aumento nas concentrações de Ca no percolado. Observou-se também que tais concentrações foram menores durante as coletas.
- Os teores de Mg no solo sofreram redução ao longo das coletas.
- Os teores de Mg no percolado não foram influenciados significativamente pela aplicação de ARS, adubação e coletas.
- Os valores de K no solo e no percolado aumentaram conforme o aumento das taxas de ARS e adubação.
- Os teores de P no solo e no percolado aumentaram conforme aumento das taxas de ARS e sofreram alterações dos valores ao longo das coletas.
- De acordo com a resolução 357/2005 do CONAMA os valores de P observados no percolado podem causar contaminação do lençol freático.
- Os teores de C.O no solo não foram influenciados pela aplicação ARS.
- O N do solo foi influenciado pela aplicação de ARS e os valores aumentaram apenas ao longo das coletas.
- O N no percolado não foi influenciado pela aplicação de ARS, porém, aumentou ao longo das coletas.

- O nitrato no percolado aumentou de acordo com as taxas de ARS, porém, observou-se redução do mesmo ao longo das coletas.
- A produtividade da soja não foi influenciada pela aplicação de água residuária de suinocultura bem como pela adubação.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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.

ALCARDE, J. C.; GOMES, P. F.; MALAVOLTA, E. **Adubos e adubações**. São Paulo: Nobel, 2000.

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 antrocnose e produtividade de soja. **Synergismus scyentifica UTFR**, Pato Branco, v. 01, n. 1 – 4, p.1 – 778. 2006.

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

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

BARROW, N. J. A mechanistic model for describing the sorption and desorption of phosphate by soil. **Journal Soil Science.** v.34, p.733-750, 1985.

BASSO, C. J., CERETTA, C. A., POLETTO, R. D. N. GIROTTO, E. **Dejeto 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.1305-1312, nov/dez, 2005.

BASSO, C.J. **Perdas de nitrogênio e fósforo com aplicação no solo de dejetos líquidos de suínos**. 2003. 125f. Tese (Doutor em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003.

BENEDI, J.M.H. **El ambiente de los alojamientos ganaderos**. Madri: Ministério de Agricultura, Pesca y Alimentación, 28p. (Hojas Divulgadoras, 6/86 HD). Technology, v. 18, n. 12, p. 1 – 4, 1986.

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.

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

BOEIRA, R.C.; SOUZA, M.D. Estoques de carbono orgânico e de nitrogênio, pH e densidade de um Latossolo, após três aplicações de lodos de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 31, n. 3, p. 581-590, 2007.

BRANDÃO, L. P.; MOTA, S.; MAIA, L. F. Perspectivas do Uso de Efluentes de Lagoas de Estabilização em Irrigação. In: VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002, Vitória, ES. **Anais…** Rio de Janeiro: ABES, 2002.

BRASIL - Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução CONAMA nº 357**. Diário Oficial da União de 18/03/2005. Brasília, 2005.

BRASIL - Ministério da Saúde (MS). **Portaria MS nº 518/2004**. Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, Coordenação-Geral de Vigilância em Saúde Ambiental. Brasília: Editora do Ministério da Saúde, 2004.

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

CAMPBELL, C.A.; ZENTNER, R.P.; SELLES, F.; AKINREMI, O.O. Nitrate leaching as influenced by fertilization in the Brown soil zone. **Canadian Journal of Soil Science**, v.73, p.387-397, 1993.

CAOVILLA, F. A. Lixiviação de nutrientes provenientes de água residuária em colunas de solo cultivados com soja. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e ambiental**, Campina Grande, v. 9, p. 283 – 287, 2005. Suplemento.

CAOVILLA, F. A.; SAMPAIO, S. C.; PEREIRA, J. O.; VILAS BOAS, M. A.; GOMES. B. M.; FIGUEIREDO, A. C. Lixiviação de nutrientes proveniente de águas residuárias em colunas de solo cultivado com soja. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 9, (Suplemento), p. 283 – 287, 2005.

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

CASTRO FILHO, C.; COSTA, M. A. T.; CAVIGLIONE. J. H. Potencial fertilizante e alterações físicas nos solos decorrentes da utilização do chorume suíno. In: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 29, 2003. Ribeirão Preto. **Anais...** Ribeirão Preto: SBCS, 2003. 4p.

CAVALLET, L. E; LUCCHESI, L. A. C;MORAES, A; SHIMIDT, E; PERONDI, M. A; FONSECA, R. A. Melhoria da fertilidade do solo decorrentes da adição de água residuária da indústria de enzimas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.10, n.3, p.724–729, 2006.

CENBIO, (2005) - Estudo sobre Biogás.

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

CHANG, C.; JANZEN, H.H. Long-term fate of nitrogen from annual feedlot manure applications. **J. Environ. Qual.,** n.25, p. 785-90, 1996.

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

CHERNICHARO, C.A.L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**: reatores anaeróbios. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 1997. v.5, 245p.

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

COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO DO ESTADO DE MINAS GERAIS. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais**. 5. ed. Lavras, 1999. 359 p.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Conama nº 396 de 3 de abril de 2008.

COSTA, S. N. da; MARTINEZ, M. A.; MATOS, A. T. de; RAMOS, V. B. N. Mobilidade de nitrato em colunas de solo sob condições de escoamento não permanente. **Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental**. Campina Grande, PB. v. 3, n. 2, 1999. p. 190 – 194. Disponível em: < http://www.agriambi.com.br/revista/v3n2/190.pdf >. Acesso em: 29/04/009

DINEL, H. & GREGORICH, E.G. Structural stability status as affected by long-term continous maize and bluegrass sod treatments. **Biol. Agric. Hort.,** 12:237-252, 1995.

DJODJIC, F. et al. **Phosphorus leaching in relation to soil type and soil phosphorus content.** Madison, EUA: SSSA - Soil Science Soc. American Journal, 2004, VOL. 33, p. 678 – 684.

DOBLINSKI, A. F. **Uso de água residuária de suinocultura na conservação de um latossolo distroférrico cultivado com soja.** Cascavel. 2006. 68p.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná. 2006

DURIGON, R.; CERETTA, C.A.; BASSO, C.J.; BARCELLOS, L.A.R.; PAVINATO, P. S. Produção de forragem em pastagem natural com o uso de esterco líquido de suíno. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** Viçosa, v. 22, p. 983-992, 2002.

EGHBALL, B. BINFORD, G.D; BALTENSPERGE, D.D. Phosphorus movement and adsorption in a soil receiving long-term manure and fertilizer application **Journal Environmental Quality.** v.25, n. 6, p.1339-1343, 1996.

EGHBALL, B., D.H. SANDER, AND J. SKOPP. Diffusion, adsorption, and predicted longevity of banded phosphorus-fertilizer in three soils. **Soil Science. Soc. Am**. J. 54:1161–1165. 1990.

EGHBALL, B.; POWER, J.F.; GILLEY, J.E. & DORAN, J.W. Nutrient, carbon, and mass loss during composting of beef cattle feedlot manure. **Journal Environmental Quality.**, 26, p.189-193, 1997.

ELLERBROCK R.H., HÖHN A., ROGASIC J. Functional analysis of soil organic matter as affected by long-term manurial treatment. **European Journal of Soil Science**, v.50, p. 65 –71.1999.

EMBRAPA. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Tecnologias de produção de soja - Paraná 2007. Londrina, 2006. 220 p.

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

FAO. **Lisimeters**. Roma, 1982. 68p. (FAO. Irrigation and Drainage Paper, 39).

FERREIRA, D. F. Análise estatística por meio do SISVAR (Sistema para Análise de Variância) para Windows versão 4.0. In: REUNIÃO ANUAL DA REGIÃO BRASILEIRA DA SOCIEDADE INTERNACIONAL DE BIOMETRIA, 45., 2000, São Carlos. **Anais...** São Carlos: UFSCar, 2000. p. 255-258.

FERREIRA, M.M.M.; FERREIRA, G.B.; FONTES, P.C.R.; DANTAS, J.P. Influência das adubações nitrogenada e orgânica no tomateiro sobre os teores de $N\text{-}NO_3^-$ e $N\text{-}NH_4^-$ + no perfil do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental,** v.7, n.2, p.233-239, 2003.

FONSECA, A.D. da. **Disponibilidade de nitrogênio, alterações nas características do solo e do milho pela aplicação de efluente de esgoto tratado**. 2001. 126f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2001.

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; VAN HAANDEL, A.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P. F. F. Fundamentos do tratamento anaeróbio. In: CAMPOS, J. R. (Coord.).

Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: ABES, 1999. Cap. 2, p. 29 – 52.

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

FREITAS, W. S.; OLIVEIRA, R. A.; CENCON, P. R.; PINTO, F. A.; GALVÃO, J. C. C. Efeito da aplicação de água residuária de suinocultura sobre a produção de milho para silagem. **Revista brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 8, n.1, p. 120 – 125, 2004.

GOMES, E. **Movimento de nitrato proveniente de água residuária de frigorífico em colunas de solos.** Cascavel, 2002. 62 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná. 2006.

HARUVY, N. Agricultural reuse of wastewater: nation-wide cost-benefit analysis. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 66, p.133-119, 1997.

HAYNES, R. R. Techniques for collecting aquatic and marsh plants. **Annals of the Missouri Botanical Garden.** 7, p. 229-231. 1984.

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

HOODA, P.S. et al. Phosphorus loss in drainflow from intensively managed grassland soils. **Journal Environmental Quality**, Madison, v.28, n.4, p.1235-1242, 1999.

HOUNTIN, J. A.; KARAN, A. COUILARD, D.; CESCAS. M. P. Use of fractionation procedure to assess the potential for P movimentin a soil profile after 14 years of liquid pig manure fertilization. **Agricuture and Ecosystems Environment**, Charlottetown, v. 78, 2000. p.77 – 84.

IPCC. **Intergovernamental Panel on Climate Change**. Directrices del IPCC para los inventários nacionales de gases de efecto invernadero, versión revisada em 1996. Reino Unido: IPCC WGI Technical Support Unit, 1997.

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

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

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.

LEITE, G. F. **Utilização de Dejetos Líquidos de Suínos na Adubação da Cana-de-Açúcar**. 2005. f.86. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal) Universidade José do Rosário Vellano. Alfenas, 2005.

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

LUCAS FILHO, M.; PEREIRA, M. G.; SILVA, D. A.; ANDRADE NETO, C. O.; MELO, H. N. de S.; SILVA, G. B. Águas residuárias – alternativa de reuso na cultura do girassol (H*elianthus annuus* L.). In: SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6, 2002. Vitória, ES. **Anais...** V.1. 7p.

LUCAS-JUNIOR, J. **Algumas considerações sobre o uso do estrume de suínos como substrato para três sistemas de biodigestores anaeróbios.** 1994. 137 f. Tese (Livre Docência) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 1994.

MALAVOLTA, E. **Manual de Química Agrícola.** São Paulo: Ed. Agronômica Ceres, 1976. 528p.

MANSOR, M.T.C. **Potencial de poluição de águas superficiais por fontes não pontuais de fósforo na Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Pinhal, Limeira-SP**. 2005. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Setor de Ciências Exatas, Universidade Federal de Campinas. Campinas, 2005.

MARQUES, M. O. **Incorporação do lodo de esgoto em solo cultivado com cana-de-açucar**. 1997. f.111. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Estadual Paulista. Jaboticabal, 1997.

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

MELO, E.E.C.; NASCIMENTO, C.W.A. & SANTOS, A.C.Q. Solubilidade, fracionamento e fitoextração de metais pesados após aplicação de agentes quelantes. **Revista Braseira de Ciência do Solo**, v. 30, p.1051-1060, 2006.

MENDONÇA, E.S.; ROWELL, D.L. Dinâmica do alumínio e de diferentes frações orgânicas de um Latossolo argiloso sobre Cerrado e soja. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v.18, p.295-303, 1994.

MOSEY, F. E. **Mathematical modeling of the anaerobic process: regulatory mechanisms for the formation of short-chain volatile acids from glucose**. Water Science and Technology, v. 15, p. 209 – 232, 1983.

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

NETO, A. E. F.; VALE, F. R.; RESENDE, A. V.; GUILHERME, L. R. G.; GUEDES, G. A. A. **Fertilidade do solo**. Curso de pós graduação “Latu Sensu” (Especialização) a Distância – Solos e Meio Ambiente. Lavras, UFLA/FAEP, 2001. 261p.

NOVAES, R. F. V. **Microbiology of anaerobic digestion**. Water Science and NOVAES, R.F.V. 1987. Microbiologia e bioquímica da digestão anaeróbia. In: ENCONTRO ESTADUAL DE ESPECIALISTAS EM DIGESTÃO ANAERÓBIA, 1987. São Paulo. **Anais...** São Paulo: DCET. p.19-36.

OLIVEIRA, E. de; PARIZOTTO, M. L. V. **Características e uso fertilizante do esterco de suíno.** Circular nº 83, Instituto Agronômico do Paraná, 1994, 24p.

OLIVEIRA, P.A.V.; HIGARASHI, M.M.; NUNES, M.L.A. **Emissões de gases, na suinocultura, que provocam o Efeito Estufa. Concórdia**: EMBRAPA - CNPSA, 2004. 12 p.

OLIVEIRA, W. **Uso de agua residuária da suinocultura em pastagens da *Brachiária Decumbens* e Grama Estrela *Cynodom Plesctostachyum***., 2006. 105 p. (Dissertação de Mestrado em Agronomia) Universidade de São Paulo Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz". Piracicaba, 2006.

PALHARES, J.C.P.; MASSOTTI, M.; DE SOUZA, L.D. **Utilização de indicadores para avaliar a receptividade de propriedades ao processo de biodigestão anaeróbia**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2003. 22p. (Embrapa Suínos e Aves. Boletim Técnico 3).

PELES, D. **Perdas de solo, água e nutrientes sob aplicação de gesso e dejeto líquido de suínos.** 2007. 97p. (Dissertação de Mestrado em Ciência do solo). UFPR. Curitiba, 2007.

PERDOMO, C.C.; LIMA, G.J.M.M.; NONES, K. Suinocultura e estratégias para a redução de gases e poluentes. In: LIMA, M.A.; CABRAL, O.M.R.; MIGUEZ, J.D.G. (Ed.) **Mudanças climáticas globais e a agropecuária brasileira. Jaguariúna**: EMBRAPA/CNPMA, 2001. cap. 16, p.325-45.

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

PEREIRA, E.R. **Qualidade da água residuária em sistemas de produção e de tratamento de efluentes de suínos e seu reuso no ambiente agrícola.**

2006. 130p. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

PRIOR, M. **Efeito da água residuária de suinocultura no solo w 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.; MATTOS, A. T.; PEREIRA, O. G.; OLIVEIRA, R. A. Características químicas de solo submetidos ao tratamento com esterco líquido de suínos e cultivados com gramíneas forrageiras. **Ciência Rural**. Santa Maria, v.34, n.5, p. 1487 – 1492, set./out., 2004.

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

RAIJ, B. V. **Avaliação do Solo e Adubação.** Piracicaba. Ceres, Potafos, 1991, 343p.

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.

ROSOLEM, C. A.; TAVARES, C. A. Sintomas de deficiência tardia de fósforo em soja. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, p. 385 – 389, 2006.

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

SCHERER, E. E.; CASTILHOS, E. G. de.; JUCKSCH,I.; NADAL, R. de. **Efeito da adubação com esterco de suínos, nitrogênio e fósforo em milho.** Florianópolis: EMPASC, 1984. 26p. (EMPASC. Boletim Técnico n° 24).

SCHMITT, D.R. **Avaliação técnica e econômica da distribuição de esterco líquido de suínos.** Santa Maria, 1995. 151p. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 1995.

SEGANFREDO, M. S. **Os dejetos de animais podem causar poluição também nos solos de baixa fertilidade e nos solos profundos, como aqueles da região dos cerrados**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2001. 4p. (Embrapa Suínos e Aves. Comunicado Técnico, 292).

SEGANFREDO, M.A. Efeito de dejetos de suínos sobre o nitrogênio total, amônio e nitratos na superfície e subsuperfície do solo. In: REUNIÃO SUL-BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO, 2., 1998, Santa Maria, RS. **Anais...** Santa Maria: SBCS-NRS, 1998. p. 167-170.

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

Botucatu, 2008.

SOUZA, C. F.; LUCAS JÚNIOR, J. de; FERREIRA, W.P.M. Biodigestão anaeróbia de dejetos 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.

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

TOERIEN, D. F.; HATTINGH, W. H. J. **Anaerobic digestion I. the microbiology of anaerobic digestion.** Water Research, v. 3, p. 385 – 416, 1969.

TRENTIN, E. E. **Produção de matéria seca e acúmulo de nitrogênio e fósforo em sucessões de culturas com aplicação de dejeto de suínos.** In: XV Reunião Brasileira de Conservação do Solo e da Água, Santa Maria, 2004, Anais do Evento.

VENGLOVSKY, J.; PLACHA, I. Hygienic and ecological risks connected with utilization of animal manures and biosolids in agriculture. **Livestock Science,** Aberdeen. v. 102, p.197– 203, 2006.

WESTERHOFF, G. P. An update of research needs for water reuse. In: WATER REUSE SYMPOSIUM. 3., 1984, San Diego. **Proceedings...** San Diego, Califórnia, 1984.