

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA**

**POLUIÇÃO DIFUSA DECORRENTE DA APLICAÇÃO DE ÁGUA
RESIDUÁRIA DA SUINOCULTURA EM SOLO CULTIVADO COM SOJA SOB
CONDIÇÕES DE CHUVA SIMULADA**

CASCADEL – Paraná - Brasil

Dezembro – 2007

TATIANE CRISTINA DAL BOSCO

**POLUIÇÃO DIFUSA DECORRENTE DA APLICAÇÃO DE ÁGUA
RESIDUÁRIA DA SUINOCULTURA EM SOLO CULTIVADO COM SOJA SOB
CONDIÇÕES DE CHUVA SIMULADA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração em **Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental**.

Orientador: Prof^o Dr. Silvio César Sampaio.

CASCADEL – Paraná - Brasil

Dezembro – 2007

TATIANE CRISTINA DAL BOSCO

**POLUIÇÃO DIFUSA DECORRENTE DA APLICAÇÃO DE ÁGUA
RESIDUÁRIA DA SUINOCULTURA EM SOLO CULTIVADO COM SOJA SOB
CONDIÇÕES DE CHUVA SIMULADA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, **aprovada** pela seguinte banca examinadora:

Orientador: Professor Dr. Silvio César Sampaio
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE - Cascavel

Professora Dra. Edleusa Pereira Seidel
Pontifícia Universidade Católica do Paraná, PUCPR - Toledo

Professora Dra. Lúcia Helena Pereira Nóbrega
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE - Cascavel

Professora Dra. Simone Damasceno Gomes
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE - Cascavel

Professora Dra. Maria Hermínia Ferreira Tavares
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE - Cascavel

Cascavel, 12 de dezembro de 2007

“Determinação, coragem e autoconfiança são fatores decisivos para o sucesso. Não importa quais sejam os obstáculos e as dificuldades. Se estamos possuídos de uma inabalável determinação, conseguiremos superá-los. Independentemente das circunstâncias, devemos ser sempre humildes, recatados e despidos de orgulho”.

Dalai Lama

À minha mãe Leonita, ao meu pai Amélio (in memoriam) e à minha irmã, Cristiane Dal Bosco pelo apoio, incentivo, compreensão e por serem meu exemplo de dedicação, seriedade e comprometimento.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

A Deus pela vida, saúde e por ter colocado em meu caminho pessoas tão especiais no decorrer do mestrado e da vida.

À Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), *campus* de Cascavel, em especial ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola pela oportunidade de realização deste curso.

À Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUCPR), *campus* de Toledo, por permitir a realização do experimento na fazenda experimental e pelo apoio incondicional.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) por ter oportunizado o financiamento do projeto de pesquisa e a bolsa de estudos.

Ao Professor Silvio César Sampaio pela orientação, compreensão, incentivo, amizade e confiança.

Ao Professor Miguel Angel Uribe Opazo pela atenção, dedicação e importante colaboração durante a análise estatística dos dados.

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

À Professora Lúcia Helena Pereira Nóbrega pelas colaborações durante o desenvolvimento do experimento, pela amizade e por estar sempre disposta a ajudar.

Ao Professor Manoel Moisés Ferreira de Queiroz pela atenção e dedicação ao Programa de Pós-graduação, assim como pelas colaborações efetuadas no exame de qualificação.

Aos Professores Ajadir Fazolo, Benedito Martins Gomes, Lúcia Helena Pereira Nóbrega, Márcio Antônio Vilas Boas, Miguel Angel Uribe Opazo, Silvio César Sampaio e Simone Damasceno Gomes pela dedicação e transposição dos conhecimentos durante a realização dos créditos.

Ao Professor Vanderlei Rodrigues da Silva pela confiança, ajuda na implantação do experimento em campo e receptividade na PUCPR, *campus* de Toledo.

Ao Professor Affonso Celso Gonçalves Junior pelas colaborações e por ter viabilizado as análises no Laboratório de Química Agrícola e Ambiental da UNIOESTE, *campus* de Marechal Cândido Rondon.

À secretária do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Vera Celita Schmidt, pela constante disposição em ajudar e sanar as dúvidas.

Ao Elói Panachuki e ao Natanael Takeo pela ajuda na montagem do simulador de chuvas, amizade e pela disposição em colaborar sempre.

Ao senhor João Henges, funcionário da fazenda experimental da PUCPR, *campus* de Toledo, pelo comprometimento, ajuda incondicional, paciência e amizade.

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

À minha amiga Adriana Smanhotto por ter feito parte deste momento tão importante e tão desafiador da minha vida. Agradeço pela amizade, confiança, incentivo, companheirismo, ajuda, paciência e dedicação.

Às minhas amigas Morgana Suszek, Maritane Prior, Dilcemara Zenatti, Katiane Henning, Simone Carvalho, Viviane Sakazaki e todos os colegas do Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola e do grupo de estudos de Reúso de Água pela colaboração e pelos momentos compartilhados no decorrer do curso.

Ao Joelmir André Borssoi pela dedicação e importante ajuda nas análises estatísticas.

Ao Felipe Battiston e ao Claus Isenberg por terem participado ativamente da fase experimental da pesquisa, pela paciência, dedicação, esforço, coragem e amizade.

Aos meus amigos do Ecoclube pelo incentivo e por compreenderem minha ausência em muitos momentos durante estes dois anos.

Às minhas amigas e professoras Marlene Magnoni Bortoli e Silvana Lúgia Bortolotti pelo apoio constante durante o mestrado.

À minha família e ao meu namorado, Roger N. Michels, pela compreensão, ajuda, carinho, incentivo e abdicção pessoal durante este período e toda a minha vida.

Finalmente, a todos que colaboraram na concretização deste trabalho e na conclusão do curso de Pós-graduação em Engenharia Agrícola.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	vii
LISTA DE FIGURAS	x
RESUMO	xi
ABSTRACT	xii
1 INTRODUÇÃO	01
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	03
2.1 Reúso de água na agricultura	03
2.2 Água residuária de suinocultura	07
2.2.1 Fonte de nutrientes.....	11
2.2.2 Biodigestão anaeróbia.....	13
2.3 Erosão hídrica e escoamento superficial	16
2.4 Simulação de chuva	21
2.4.1 Simulador InfiAsper/UFMS.....	23
2.5 Perda de nutrientes por escoamento superficial	25
2.6 Lixiviação de íons no solo	27
2.7 Cultura da soja	32
2.8 Análise longitudinal de dados através do tempo	35
3 MATERIAL E MÉTODOS	36
3.1 Caracterização do local e época do experimento	36
3.2 Implantação do experimento	38
3.3 Simulação de chuva	40
3.4 Aplicação da água residuária de suinocultura	43
3.5 Descrição dos tratamentos	45
3.6 Análise do escoamento superficial	47
3.7 Análise química do solo	47
3.8 Delineamento estatístico	47
3.9 Análise longitudinal dos dados	48
3.9.1 Análise de perfis de médias.....	49
3.8.1.1 Análise univariada de perfis de médias através de modelos mistos.....	50
3.9.1.2 Análise multivariada de perfis.....	54
4 RESULTADOS ESPERADOS	57
4.1 Perda de água via escoamento superficial	57
4.2 Análise do pH do material escoado e do solo	60
4.3 Análise do teor de matéria orgânica e da capacidade de troca de cátions do solo	64
4.4 Análise do nitrogênio total, nitrato e nitrito no escoamento superficial e comportamento no solo	68
4.5 Análise do fósforo no material escoado e comportamento no solo	79
4.6 Análise do cobre e do zinco no material escoado e comportamento no solo	87
5 CONCLUSÕES	99
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	100

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Quantidade de dejetos produzidos de acordo com a fase de crescimento dos suínos.....	10
Tabela 2	Conteúdo médio de nutrientes dos dejetos de suínos de acordo com o teor de sólidos.....	10
Tabela 3	Características físico-químicas de águas residuárias de suinocultura.....	11
Tabela 4	Exportação de nutrientes para a produção de diversas culturas.....	12
Tabela 5	Indicação de adubação para a soja no Estado do Paraná em solos com teor de argila > 40 %.....	34
Tabela 6	Indicação da aplicação de doses de micronutrientes no solo para a cultura da soja.....	34
Tabela 7	Granulometria do solo da área experimental na Fazenda da PUCPR, <i>campus</i> de Toledo, em novembro de 2006.....	37
Tabela 8	Caracterização do solo da área experimental na Fazenda da PUCPR, <i>campus</i> de Toledo, em novembro de 2006.....	37
Tabela 9	Produtos aplicados durante o desenvolvimento da cultura.....	40
Tabela 10	Quantidade de chuva simulada ao longo do experimento.....	41
Tabela 11	Caracterização da água residuária de suinocultura utilizada durante o experimento.....	44
Tabela 12	Volume de água residuária de suinocultura aplicado e coletado...	45
Tabela 13	Quantidade total de DBO, nitrogênio total, nitrato, nitrito, fósforo total, cobre e zinco de acordo com os tratamentos com água residuária de suinocultura.....	46
Tabela 14	Estrutura básica de dados utilizada em estudos com planejamento longitudinal através do tempo.....	49
Tabela 15	Estrutura da tabela de análise de variância.....	52
Tabela 16	Percentual representado pelo volume escoado em função do volume precipitado considerando os tratamentos com água residuária de suinocultura e os momentos de coleta.....	59
Tabela 17	Resumo da análise de variância para obtenção dos valores de F do pH para o material escoado em função dos tratamentos com ARS durante o desenvolvimento da cultura da soja.....	60
Tabela 18	Resultado do teste de comparação de médias referentes aos valores de pH do material escoado em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura e dos momentos de coleta...	61
Tabela 19	Resumo da análise de variância para obtenção dos valores de F do pH (CaCl ₂) do extrato aquoso do solo em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura e das profundidades amostradas.....	62
Tabela 20	Resultado do teste de comparação de médias dos valores de pH (CaCl ₂) do extrato aquoso do solo considerando os tratamentos com água residuária de suinocultura e as profundidades amostradas.....	63

Tabela 21	Resumo da análise de variância para obtenção dos valores de F da concentração de matéria orgânica (g dm^{-3}) no solo considerando os tratamentos com água residuária de suinocultura e as profundidades amostradas.....	65
Tabela 22	Resultado do teste de comparação de médias da concentração de matéria orgânica (g dm^{-3}) no solo em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura e das profundidades amostradas.....	65
Tabela 23	Resumo da análise de variância para obtenção dos valores de F referentes à CTC (cmolc dm^{-3}) do solo em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura e das profundidades.....	67
Tabela 24	Resultado do teste de comparação de médias referentes à CTC (cmolc dm^{-3}) do solo de acordo com os tratamentos com água residuária de suinocultura e as profundidades amostradas.....	67
Tabela 25	Resumo da análise de variância para obtenção dos valores de F da concentração de nitrogênio total (mg L^{-1}) no material escoado em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura durante o desenvolvimento da cultura da soja.....	68
Tabela 26	Resultado do teste de comparação de médias da concentração de nitrogênio total (mg L^{-1}) no material escoado considerando os tratamentos com água residuária de suinocultura e os momentos de coleta.....	69
Tabela 27	Resumo da análise de variância para obtenção dos valores de F da concentração de nitrogênio total no solo (mg dm^{-3}) considerando os tratamentos com água residuária de suinocultura.....	71
Tabela 28	Médias da concentração de nitrogênio total (mg dm^{-3}) no perfil do solo (0-60 cm) em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura.....	71
Tabela 29	Resumo da análise de variância para obtenção dos valores de F da concentração de nitrato (mg L^{-1}) no material escoado em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura durante o desenvolvimento da cultura da soja.....	73
Tabela 30	Resultado do teste de comparação de médias da concentração de nitrato (mg L^{-1}) no material escoado em função dos tratamentos com ARS e dos momentos de coleta.....	73
Tabela 31	Resumo da análise de variância para obtenção dos valores de F da concentração de nitrato (mg dm^{-3}) no perfil do solo (0-60 cm) considerando os tratamentos com água residuária de suinocultura.....	75
Tabela 32	Resultado do teste de comparação de médias da concentração de nitrato no solo (mg dm^{-3}) de acordo com os tratamentos com água residuária de suinocultura.....	75
Tabela 33	Resumo da análise de variância para obtenção dos valores de F da concentração de nitrito (mg L^{-1}) no material escoado em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura durante o desenvolvimento da cultura da soja.....	77

Tabela 34	Resultado do teste de comparação de médias da concentração de nitrito (mg L^{-1}) no material escoado de acordo com os tratamentos com água residuária de suinocultura e os momentos de coleta.....	78
Tabela 35	Resumo da análise de variância para obtenção dos valores de F da concentração de fósforo (mg L^{-1}) no material escoado de acordo com os tratamentos com água residuária de suinocultura durante o desenvolvimento da cultura da soja.....	79
Tabela 36	Resultado do teste de comparação de médias da concentração de fósforo (mg L^{-1}) no material escoado em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura e dos momentos de coleta.....	80
Tabela 37	Resumo da análise de variância para obtenção dos valores de F da concentração de fósforo no solo (mg dm^{-3}) considerando os tratamentos com água residuária de suinocultura e as profundidades amostradas.....	83
Tabela 38	Resultado do teste de comparação de médias da concentração de fósforo no solo (mg dm^{-3}) de acordo com os tratamentos com água residuária de suinocultura e as profundidades amostradas..	84
Tabela 39	Resumo da análise de variância para obtenção dos valores de F da concentração de cobre (mg L^{-1}) no material escoado considerando os tratamentos com água residuária de suinocultura durante o desenvolvimento da cultura da soja.....	87
Tabela 40	Resultado do teste de comparação de médias da concentração de cobre (mg L^{-1}) no material escoado em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura e dos momentos de coleta.....	88
Tabela 41	Resumo da análise de variância para obtenção dos valores de F da concentração de cobre no solo (mg dm^{-3}) considerando os tratamentos com água residuária de suinocultura e as profundidades amostradas.....	90
Tabela 42	Resultado do teste de comparação de médias da concentração de cobre (mg dm^{-3}) no solo de acordo com os tratamentos com água residuária de suinocultura e as profundidades amostradas..	91
Tabela 43	Resumo da análise de variância para obtenção dos valores F da concentração do zinco (mg L^{-1}) no material escoado considerando os tratamentos com água residuária de suinocultura e os momentos de coleta.....	94
Tabela 44	Resumo do teste de comparação de médias da concentração de zinco (mg L^{-1}) no material escoado em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura e dos momentos de coleta...	95
Tabela 45	Resumo da análise de variância para obtenção dos valores de F da concentração de zinco no solo (mg dm^{-3}) em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura e das profundidades amostradas.....	96
Tabela 46	Resultado do teste de comparação de médias da concentração de zinco no solo (mg dm^{-3}) de acordo com os tratamentos com água residuária de suinocultura e as profundidades amostradas..	97

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Componentes do biossistema integrado.....	15
Figura 2	Simulador de chuvas InfiAsper/UFMS.....	24
Figura 3	Componentes da torre de simulação.....	25
Figura 4	Localização da área experimental.....	36
Figura 5	Área da parcela experimental e espaçamento entre parcelas.....	39
Figura 6	Mini-estufa, calha e mangueira para a coleta do escoamento.....	39
Figura 7	Bandeja utilizada na calibração do simulador de chuvas.....	42
Figura 8	Gabarito desenvolvido por NASCIMENTO (2005) e utilizado para a centralização do simulador de chuvas na parcela.....	43
Figura 9	Ponto de coleta da água residuária de suinocultura no biossistema integrado.....	43
Figura 10	Localização dos tratamentos e repetições na área experimental...	46
Figura 11	Volumes médios escoados durante as chuvas simuladas.....	57

RESUMO

A região Oeste do Paraná apresenta como atividade econômica marcante, a suinocultura. Os dejetos suínos gerados nas propriedades agrícolas são conhecidos pelo seu alto potencial poluidor. Normalmente os dejetos são tratados e posteriormente aplicados ao solo como forma de adubação e reúso de água. Entretanto, estas aplicações ocorrem sem que se tenha uma taxa definida que considere as condições de solo, clima e culturas cultivadas na região. Como consequência, pode-se ter problemas relacionados à poluição difusa decorrente do escoamento superficial e da movimentação de íons no perfil do solo. Deste modo, o objetivo deste trabalho foi avaliar a poluição difusa, em termos de nitrogênio total, nitrato, nitrito, fósforo, cobre e zinco, em função da aplicação de água residuária de suinocultura (ARS) em solo cultivado com soja, sob condição de chuva simulada. O experimento foi instalado no mês de novembro de 2006, na fazenda experimental da PUCPR, *campus* de Toledo onde foram aplicadas ao solo cinco taxas de ARS (0, 50, 100, 150 e 200 m³ ha⁻¹ no ciclo), em três repetições por tratamento, divididas em seis aplicações ao longo do ciclo da soja. Foram instaladas calhas coletoras do material escoado e fez-se seis simulações de chuva durante o experimento, resultando em seis coletas do material escoado, no qual foi determinado pH, nitrogênio total, nitrato, nitrito, fósforo, cobre e zinco. Ao final do ciclo da soja foram coletadas amostras de solo em cada uma das parcelas experimentais. Determinou-se o pH, nitrogênio total, nitrato, fósforo, capacidade de troca de cátions, matéria orgânica, cobre e zinco do solo. Observou-se que o fósforo, o nitrogênio total, o cobre e o zinco foram os elementos que representaram maior preocupação em termos de potencial poluidor das águas superficiais via escoamento superficial. As maiores concentrações de cobre, zinco e nitrito no material escoado foram observadas nas coletas iniciais, enquanto que as maiores concentrações de nitrato e fósforo foram verificadas nas coletas finais. No solo, o efeito da ARS foi verificado apenas para a capacidade de troca de cátions e o nitrato.

Palavras-chave: escoamento superficial, lixiviação de íons, reúso de água.

DIFFUSE POLLUTION BY SWINE WASTEWATER APPLICATION IN SOIL CULTIVATED WITH SOYBEAN UNDER SIMULATED RAIN CONDITION

ABSTRACT

West of Paraná presents as outstanding economical activity the swine activity. The effluent of swine generated in the agricultural properties are known by its high pollutant potential. Usually the effluents are treated and later applied to the soil as manuring form and reuse of water. However, these applications happen without a defined rate that considers the soil conditions, climate and cultures cultivated in the area. As a consequence, it can cause problems related to the diffuse pollution due to the runoff and the ions movement in the profile of the soil. So, the objective of this work was to evaluate the diffuse pollution, in terms of total nitrogen, nitrate, nitrite, phosphorus, copper and zinc, due to the application of swine wastewater (ARS) in soil cultivated with soybean, under simulated rain condition. The experiment was installed in November of 2006, in the experimental farm of PUCPR, *campus* of Toledo where five rates of ARS were applied to the soil (0, 50, 100, 150 and 200 m³ ha⁻¹ in the cycle), in three repetitions for treatment, divided in six applications along the cycle of the soybean. Gutters to collect the runoff material were installed and it was made six rain simulations during the experiment, resulting in six collections of the runoff material that was analyzed pH, total nitrogen, nitrate, nitrite, phosphorus, copper and zinc. At the end of the cycle of the soybean soil samples were collected of each one of the experimental parcels. It was analyzed pH, total nitrogen, nitrate, phosphorus, cation exchangeable capacity, organic matter, copper and zinc of the soil. It was observed that the phosphorus, the total nitrogen, the copper and the zinc were the elements that represented larger concern in terms of pollutant potential of the superficial waters by the runoff. The largest copper, zinc and nitrite concentrations were observed in the initials collections, while the largest concentrations of nitrate and phosphorus were verified in the final collections. In the soil, the effect of ARS was just verified for the cation exchangeable capacity and nitrate.

Key-words: runoff, ions leaching, reuse of water.

1 INTRODUÇÃO

O reúso de água na agricultura vem sendo praticado em muitas regiões do país e do mundo, com os mais diversos tipos de água residuária, como forma de minimização do uso de recursos naturais, redução do lançamento de cargas poluidoras em corpos d'água, reciclagem de nutrientes e incremento da quantidade de água aplicada às culturas.

Entretanto, quando o uso destas águas ocorre sem planejamento e sem o devido conhecimento acerca dos impactos que são capazes de gerar no ambiente, pode afetar a qualidade dos recursos hídricos e, por conseqüência, a qualidade de vida das pessoas.

Dentre as águas utilizadas para reúso, destaca-se a água residuária de suinocultura.

A região Oeste do Paraná se caracteriza pela intensa atividade de suinocultura. Somente no município de Toledo, de acordo com a Associação dos Suinocultores do Oeste do Paraná (ASSUINOESTE), no ano de 2005, a atividade reuniu cerca de 750 produtores e o plantel era de aproximadamente 410 mil cabeças de suínos, o maior do Paraná. Considerando-se a média do volume de água residuária produzida por suínos na categoria de ciclo completo, unidade produtora de leitões, creches e terminação (BLEY JR., 2004), tem-se que a geração média diária de água residuária de suinocultura em Toledo é de 6109 m³.

O volume significativo de dejetos produzido por grandes plantéis de suínos implica em acúmulo do material na própria propriedade, demandando o desenvolvimento de técnicas de minimização, tratamento e destino final dos resíduos gerados. Uma dessas técnicas consiste no tratamento dos dejetos em biodigestores e a conseguinte aplicação da água residuária em solo agricultável, como fonte alternativa de água e nutrientes.

A aplicação da água residuária de suinocultura no solo é uma prática muito comum na região, mas o que ocorre, muitas vezes, é a limitação da área para descarte, principalmente em pequenas propriedades e a restrição da aplicação a pequenos períodos do ano em virtude da prática da agricultura intensiva.

A viabilidade técnica do reúso na agricultura está diretamente relacionada à capacidade de suporte do sistema solo-planta e ao estabelecimento de uma taxa de aplicação adequada, visando evitar problemas de salinização do solo e contaminação ambiental por poluição pontual e difusa.

A poluição difusa das águas decorrente da aplicação de água residuária de suinocultura no solo pode se dar pelas perdas de solo, água e nutrientes, como por exemplo, nitrogênio, fósforo, cobre, zinco, cálcio, magnésio, potássio e outros, durante o escoamento superficial e pela movimentação destes elementos no perfil do solo. De acordo com BASSO (2003), no Brasil, há pouca informação sobre perdas de nutrientes por escoamento superficial em áreas com aplicação de dejetos animais.

Assim, estudar na região Oeste do Paraná diferentes taxas de aplicação de dejetos suínos no solo para verificar as mais condizentes com a reposição dos nutrientes retirados pela planta, sua contribuição para a conservação e fertilidade dos solos agrícolas e potencial poluidor levando em consideração o tipo de solo, as características da água residuária de suinocultura, as condições climáticas da região e a cultura cultivada, assume fundamental importância.

Para tal, a utilização de simuladores de chuva é uma alternativa mais viável do que as observações a partir da chuva natural tendo em vista que estas requerem considerável aporte financeiro, demandam um tempo maior de observação para a coleta dos dados e ocorrem em intensidades de precipitação variáveis.

Dentro deste contexto, o objetivo desta pesquisa foi avaliar a poluição difusa, em termos de nitrogênio total, nitrato, nitrito, fósforo, cobre e zinco, decorrente da aplicação de água residuária de suinocultura em um Latossolo Vermelho Distroférico cultivado com soja, sob condição de chuva simulada.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Reúso de água na agricultura

Segundo FELIZATTO (2001), os primeiros registros acerca do reúso de águas residuárias na agricultura, como irrigação, estão associados com as construções dos sistemas de esgotamento dos palácios e das cidades antigas da Civilização Minóica, na Ilha de Creta, na Grécia Antiga, de 3000 a 1200 a.C.

O desenvolvimento de programas de reúso planejado de águas residuárias nos Estados Unidos iniciou-se no começo do século XX. O estado da Califórnia foi o pioneiro a desenvolver regulamentos para recuperação e reúso de águas residuárias, sendo a primeira promulgação desses preceitos feita em 1918. Os primeiros sistemas de reúso foram desenvolvidos para fins de irrigação nos estados do Arizona e da Califórnia, no final de 1920. Em 1940, teve-se o marco do reúso de águas residuárias tratadas e cloradas em siderúrgicas e em 1960 o desenvolvimento de sistemas de reúso público urbano no Colorado e na Flórida (ASANO & LEVINE, 1996).

Entende-se por reúso de água "... o aproveitamento de águas previamente utilizadas, uma ou mais vezes, em alguma atividade humana, para suprir as necessidades de outros usos benéficos, inclusive o original" (BREGA FILHO & MANCUSO, 2003).

Segundo MADWAL & TARAZI (2002), o reúso de água residuária tem se tornado muito popular no mundo e o espectro de suas aplicações tem se desenvolvido bastante, como resultado da crescente demanda por este recurso.

Embora no Brasil não se tenha uma legislação específica que regule a prática do reúso de água, RODRIGUES (2005) estudou esta temática e verificou que alguns países têm apresentado progressos significativos pela definição de regras, regulamentos e investimentos em projetos estratégicos, como é o caso dos Estados Unidos, Tunísia, África do Sul, França, Itália, Espanha e México.

CAPRA & SCICOLONE (2004) afirmaram que, em muitas partes do mundo, a água residuária vem sendo aplicada às culturas, florestas, parques e

campos de golfe. Em Israel mais especificamente, a irrigação com água residuária usa mais de 65 % da produção total de esgotos sanitários do país (FRIEDLER et al., 2005).

Ainda com relação a este país, de acordo com FINEA, HALPERINB & HADASC (2006) a crescente relocação de água potável da agricultura para o setor urbano tem forçado os fazendeiros a ampliar o uso de águas de qualidade inferior, em particular, de efluentes. Dois enfoques gerais para a questão sanitária de efluentes são comumente seguidos: um é o enfoque do risco zero que adota a melhor tecnologia disponível; o outro, é o do “risco calculado” que está baseado na existência de evidências epidemiológicas e que considera a irrigação como um estágio adicional de tratamento. Desta forma a Organização Mundial da Saúde (OMS) recomendou um parâmetro microbiológico não maior do que 1000 coliformes fecais por 100 mL para irrigação irrestrita para todas as culturas, com especial ênfase na remoção de ovos helmintos (não mais do que um ovo por litro) durante o tratamento do efluente. As regulamentações para irrigação na agricultura com efluentes em Israel tendem seguir o enfoque do “risco zero”.

De acordo com THEIVEYANATHANA et al. (2004), um sexto das terras agricultáveis no mundo são irrigadas e delas provém um terço da produção de alimentos global. Porém, um terço das terras irrigadas no mundo, e aproximadamente a metade delas localizadas no semi-árido e regiões áridas, é afetada pela salinidade.

Dentro deste contexto, METCALF EDDY (2003) ressaltaram que as águas residuárias tratadas e destinadas ao reúso agrícola devem ser avaliadas sob os aspectos de sodicidade, salinidade, excesso de nutrientes e, sobretudo, sob os aspectos sanitários: bactérias, cistos de protozoários, ovos de helmintos e vírus que geram graves problemas de saúde pública, uma vez que acarretam enfermidades.

Quanto à salinidade, AYERS & WESTCOT (1991) indicaram uma preocupação geral acerca do uso de água de irrigação com níveis de salinidade maiores que 3 dS m^{-1} em condutividade elétrica (C.E). Mas, de acordo com THEIVEYANATHANA et al. (2004), água com condutividade elétrica de até 11 dS m^{-1} está sendo substancialmente usada para irrigação nos

Estados Unidos (C.E de 3 – 11 dS m⁻¹); Israel (C.E de 2 – 8 dS m⁻¹); Tunísia (C.E de 3 – 9 dS m⁻¹); Índia (C.E de 2 – 8 dS m⁻¹) e Egito (C.E de 2 - 5 dS m⁻¹).

Quanto à salinização e sodificação de solos, SANTOS (2004) explicou que os solos salinos se desenvolvem em consequência do acúmulo de sais e, em particular, de sódio, sendo este processo comum em regiões de clima árido e semi-árido onde as chuvas não são suficientes para remover os sais do solo. A salinidade e a sodicidade do solo são normalmente expressas pela condutividade elétrica (C.E), percentual de sódio trocável (PST) e pH. A classificação pode ser feita da seguinte forma:

- Solo não sódico e não salino: C.E < 4 dS m⁻¹ / PST < 15 % / pH < 8,5.
- Solo salino: C.E > 4 dS m⁻¹ / PST < 15 % / pH < 8,5.
- Solo sódico: C.E < 4 dS m⁻¹ / PST > 15 % / pH > 8,5.
- Solo salino-sódico: C.E > 4 dS m⁻¹ / PST > 15 % / pH < 8,5.

De acordo com HESPANHOL (2003), 70 % da água consumida no Brasil é destinada para a agricultura e o autor afirmou ainda que é muito provável que até o final desta década, este índice chegue próximo aos 80 %. Por outro lado, nas cidades, a demanda de água é crescente e vem sendo sistematicamente reprimida pela redução da disponibilidade e degradação dos mananciais de abastecimento. Frente a este cenário crítico, faz-se necessário, segundo o autor, o reúso consciente e planejado de águas de baixa qualidade, ou seja, provenientes de drenagem agrícola, águas salobras, de chuva e esgotos domésticos e industriais.

Neste sentido, GUO & SIMS (2001) e CARARO (2004) contribuíram afirmando que efluentes de atividades diárias de fazendas, indústrias processadoras de alimentos e estações de tratamento de esgotos domésticos contém elevados níveis de nutrientes, tais como nitrogênio e fósforo. Desta maneira, a irrigação com efluentes pode substituir parte dos fertilizantes comerciais utilizados no crescimento das culturas (CAOVILLA et al., 2005).

Segundo LOPEZA et al. (2006) o reúso de água residuária, além do seu aspecto econômico, tem um relevante impacto na proteção do ambiente por causa da redução da exploração de fontes naturais, em particular da lenta recarga do lençol freático. PAPAIACOVOU (2001) afirmou que o reúso de água tem como principal vantagem a proteção do meio ambiente e enquanto

melhora, ao mesmo tempo oferece uma alternativa para o recurso água, com um custo marginal muito menor do que a dessalinização da água. É sob este raciocínio que MADWAL & TARAZI (2002) enfatizaram que a água residuária é um recurso facilmente disponível e valioso, que deveria ser considerado com uma parte integral do recurso água, juntamente com as outras fontes.

Dentro deste contexto, PAPAIACOVOU (2001) apresentou algumas vantagens do reúso de água:

- o custo para a promoção do tratamento terciário é muito menor do que o de dessalinização de água;
- os recursos são usados com mais eficiência e com mais efetividade quando da prática do reúso de água. As águas de melhor qualidade podem ser utilizadas para usos mais exigentes;
- grandes quantidades de água são aproveitadas; e
- é uma alternativa ambientalmente correta porque por um lado, se usado de maneira adequada, resolve problemas ambientais causados pelos efluentes não tratados e por outro, reduz a constante e contínua depleção dos recursos d'água.

HESPANHOL (2003) apresentou outros benefícios relacionados ao reúso agrícola:

- permite a conservação do solo, pela acumulação de húmus, e aumenta a resistência à erosão;
- aumenta a concentração de matéria orgânica do solo, possibilitando maior retenção de água; e
- contribui, principalmente em áreas carentes, para o aumento da produção de alimentos, elevando assim, os níveis de saúde, qualidade de vida e condições sociais de populações associadas aos esquemas de reúso.

Por outro lado, TOZE (2006) destacou que existe um grande número de fatores de risco quando do reúso de água para fins agrícolas. Alguns destes fatores, como é o caso dos patógenos, são de curto prazo e dependem do potencial de contato humano, animal e com o meio ambiente, enquanto que outros se caracterizam pelo efeito de longo prazo, que aumenta com a aplicação contínua da água residuária, como por exemplo, os efeitos salinos no solo. Desta forma então, o reúso de águas residuárias na agricultura deve ser

planejado levando em consideração principalmente o tipo de cultura e a forma de aplicação desta água (fatores relacionados à qualidade sanitária do produto e do solo), além do controle da exposição humana, aspectos econômicos, financeiros, religiosos e socioculturais.

No que diz respeito a este último aspecto, FRIEDLER et al. (2005) ressaltaram que o sucesso da implementação de um projeto de reúso de água depende não somente de aspectos econômicos e ambientais, mas principalmente da opinião do público geral que paga e pode ser afetado pelo projeto de reúso. Destacaram ainda que a oposição pode estar relacionada à combinação de crenças, medos, falta de conhecimento e desconfiança.

2.2 Água residuária de suinocultura

A China é o maior produtor mundial de carne suína e, juntamente com os Estados Unidos, Alemanha, Espanha, Brasil, França, Canadá, Rússia, Holanda e Polônia concentram mais de 82,58 % da produção mundial (PEREIRA, 2006).

A suinocultura no Brasil é uma atividade bastante difundida e de grande alcance social. GARTNER & GAMA (2005) afirmaram que o plantel brasileiro é de aproximadamente 36,5 milhões de cabeças. PEREIRA (2006) mostrou em seu trabalho, com base no ANUALPEC 2004, que a atividade suinícola se encontra distribuída em todas as regiões do país, sendo que a maior concentração de animais está na região Sul (42,63 %). KONZEN & ALVARENGA (2005) complementaram afirmando que as regiões Sul, Sudeste, Centro-Oeste e Nordeste são detentoras de 2890 mil matrizes suínas. Mais especificamente na região Sul, há cerca de 900 mil matrizes (KONZEN, 2003).

O Paraná possui o terceiro maior rebanho, estimado em 3,9 milhões de cabeças. Destas, 2,9 milhões são de suíno tipo carne, denominado rebanho comercial, distribuídos em cerca de 30 mil produtores que participam efetivamente do mercado (PARANÁ, 2003).

Sob o aspecto econômico e social, GARTNER & GAMA (2005) citando o trabalho de Takitane & Souza (2000), enfatizaram que a suinocultura é responsável pela renda de 2,7 milhões de brasileiros, sendo que para 733000

peças é a principal fonte de renda, uma vez que está presente em 46,5 % das 5,8 milhões de propriedades rurais existentes no país, empregando a mão-de-obra familiar e constituindo uma importante fonte de renda e estabilidade social.

Por outro lado, a suinocultura é alvo de muitos debates e preocupações por ser uma atividade concentradora de dejetos com alta carga poluidora para o ar, água e solo. DIESEL, MIRANDA & PERDOMO (2002) afirmaram que uma granja com 600 animais possui um poder poluente semelhante ao de um núcleo populacional de aproximadamente 2100 pessoas. Sobre este aspecto, além da carga orgânica, SOARES E BARROS, AMARAL & LUCAS JÚNIOR (2003) destacaram a preocupação com os metais pesados existentes nos dejetos.

De acordo com MELO et al. (1997), metais pesados são todos aqueles elementos químicos que apresentam massa específica superior a 5 g cm^{-3} , dentre os quais se encontram mais de 20 elementos que, em relação aos seres vivos, podem ou não ter importância. Sendo assim, nutrientes como o cobre, o ferro e o zinco também são classificados como metais pesados. Outra definição para metais pesados foi apresentada por RAIJ (1991): "...elementos químicos de alta densidade, com número atômico acima de 20 e com caráter eletropositivo dos metais." O autor afirmou ainda que o cobre e o zinco são micronutrientes necessários para o bom desenvolvimento das plantas e são mais difíceis de serem estudados em solos em função das pequenas quantidades contidas.

O cobre e o zinco, por exemplo, são adicionados à alimentação dos suínos com o objetivo de prevenir doenças, melhorar a digestão e promover o crescimento (MENTEN, KU & MILLER, 1992; MARCATO & LIMA, 2005). Quando eliminados pelas fezes e estas, quando dispostas no solo, possibilitam uma absorção destes elementos em pequenas quantidades pelas plantas enquanto quantidades significativas podem ficar retidas no solo. OLIVEIRA (2006) ressaltou que, quando presentes em concentrações relativamente altas na solução do solo, tais elementos podem alcançar níveis tóxicos às plantas e aos microorganismos.

MARQUES, MELO & MARQUES (2002) explicaram que a absorção de um elemento pelas plantas depende se o mesmo encontra-se na forma

disponível, isto quer dizer, de forma solúvel na solução do solo. Assim sendo, o tipo e a composição do solo, as características e as propriedades das substâncias orgânicas e das inorgânicas presentes, o valor e as variações do pH, o potencial redox do solo e a especiação química do metal em questão são fatores que interferem na disponibilidade do elemento, além dos fenômenos de troca que se verificam na rizosfera.

OLIVEIRA (2006) destacou que o perigo de poluição pelo cobre adicionado no solo por resíduos orgânicos depende de suas transformações químicas para tornar-se mais ou menos móvel e biodisponível e que o cobre encontrado nos dejetos de suínos está na forma solúvel, mas a cinética do processo de decomposição e as reações inorgânicas, como adsorção e precipitação, determinam mudanças nas formas químicas aplicadas no solo, bem como a sua mobilidade.

Segundo SOUZA, LUCAS JÚNIOR & FERREIRA (2005) a problemática ambiental da suinocultura está também atrelada ao fato de que, a partir do momento em que se optou por explorações em regime de confinamento, o total de dejetos gerados, anteriormente distribuído na área destinada à exploração extensiva, ficou restrito a pequenas áreas. Além disso, houve aumento crescente da demanda por produtos de origem animal e aumento do emprego de tecnologia moderna (mecanização de operações, melhor alimentação do rebanho, controle mais eficiente de doenças, etc.), o que resultou em aumento efetivo do rebanho, acompanhado por índices elevadíssimos de produtividade. Desta forma, observa-se que o problema ambiental está diretamente relacionado ao aumento da produção e ao manejo inadequado dos dejetos.

A disposição de águas residuárias de animais no solo é muito usada no mundo, principalmente na Europa e nos Estados Unidos, tanto como técnica de tratamento por escoamento superficial quanto na fertilização de solos cultivados. No Brasil predomina a fertirrigação de culturas (FREITAS et al., 2004).

De acordo com OLIVEIRA (2006) o dejetos suíno, é constituído basicamente pelas fezes dos animais, as quais normalmente se apresentam nas formas pastosa ou sólida, além de urina, água desperdiçada nos

bebedouros e na higienização, resíduos de ração, pêlos, poeiras e outros materiais decorrentes do processo de criação.

PERDOMO et al. (1999) apresentaram a quantidade de dejetos produzidos segundo as fases de crescimento dos animais. A Tabela 1 apresenta estas variações.

Tabela 1 Quantidade de dejetos produzidos de acordo com a fase de crescimento dos suínos

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

Fonte: PERDOMO et al. (1999).

No que diz respeito à composição destes dejetos, KONZEN & ALVARENGA (2005) afirmaram que a maior parte dos dejetos apresenta sólidos que variam de 0,27 % a 3,63 %. Os autores explicaram que, de acordo com a concentração de sólidos, os dejetos e os biofertilizantes de suínos apresentam uma composição, conforme pode ser observado na Tabela 2. Com base nesses teores de material sólido, pode-se verificar que as quantidades de nitrogênio, fósforo e potássio variam entre 2,25 a 4,49 kg m⁻³.

Tabela 2 Conteúdo médio de nutrientes dos dejetos de suínos de acordo com o teor de sólidos

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

Fonte: Miranda et al. (1999), Embrapa Suínos e Aves, Emater (SC), Epagri (SC), Embrapa Milho e Sorgo (2005) citados por KONZEN & ALVARENGA (2005).

Neste sentido, DIESEL, MIRANDA & PERDOMO (2002) e PEREIRA (2006) enfatizaram que os dejetos podem apresentar grandes variações em seus componentes, dependendo do sistema de manejo adotado e, principalmente, da quantidade de água e nutrientes em sua composição. A fração líquida dos dejetos suínos (água residuária de suinocultura – ARS) contém matéria orgânica, nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), sódio (Na), magnésio (Mg), manganês (Mn), ferro (Fe), zinco (Zn), cobre (Cu), boro (B), cloro (Cl), molibdênio (Mo), níquel (Ni) e outros elementos incluídos nas dietas dos animais (OLIVEIRA, 2006). Na Tabela 3 são apresentadas caracterizações de ARS, segundo cinco autores, no que se refere a alguns parâmetros físico-químicos.

Tabela 3 Características físico-químicas de águas residuárias de suinocultura

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

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

2.2.1 Fonte de nutrientes

A aplicação de dejetos de suínos no solo é uma forma de ciclar e disponibilizar nutrientes às plantas (CERETTA et al., 2005).

De modo a viabilizar tecnicamente esta prática deve-se assegurar a aplicação de dejetos em quantidades que garantam a reposição dos nutrientes retirados pela planta, mas que não excedam esta demanda (KONZEN & ALVARENGA, 2005). BARROS et al. (2005) complementaram afirmando que

as quantidades e as freqüências com que os dejetos animais podem ser aplicados ao solo, devem estar associadas com o tipo de solo, com a natureza e composição dos resíduos, com as condições climáticas e com a espécie vegetal cultivada.

Considerando as necessidades das culturas e a importância de não exceder estas demandas, na Tabela 4 é apresentada a exportação de nutrientes por parte de algumas culturas.

Tabela 4 Exportação de nutrientes para a produção de diversas culturas

Cultura	Produção kg ha ⁻¹	Exportação em kg ha ⁻¹		
		N	P ₂ O ₅	K ₂ O
Milho	6000	136	28	39
Milho silagem	32000	224	90	275
Soja	2700	164	14	51
Cana	70000	91	6	77
Pastagem (MS)	30000	450	45	600
Café	3600	161	25	154

Fonte: Yamada (1994); Coelho & França (1995); Faria et al. (1998) citados por KONZEN & ALVARENGA (2005).

DIESEL, MIRANDA & PERDOMO (2002), apresentaram os resultados da pesquisa de Scherer et al. (1996) e de Scherer & Castilhos (1994) que indicaram que o dejetos de suínos quando utilizado de forma equilibrada, constitui um fertilizante capaz de substituir com vantagem parte ou, em determinadas situações, totalmente a adubação química das culturas. Segundo os autores, a reciclagem do dejetos como fertilizante na propriedade, pode ser economicamente viável, desde que apresente no mínimo 5 kg m⁻³ de nutrientes, o que é possível quando o esterco apresenta uma densidade mínima de 1012 kg m⁻³.

Estudando o dejetos suíno como fonte de nutrientes, KONZEN et al. (1997) verificaram que 55 a 60 toneladas de água residuária de suinocultura equivalem, com base na quantidade de nutrientes, a uma tonelada de adubo químico (fórmula 9:33:12 + uréia). Sendo assim, para a cultura do milho, por exemplo, seriam necessárias 17 a 18 t ha⁻¹ de água residuária de suinocultura,

para uma fertilização equivalente à adubação química normalmente recomendada.

KONZEN & ALVARENGA (2005), trabalhando com soja em um Latossolo Vermelho Distrófico na cidade de Rio Verde (GO), testaram taxas de água residuária de suinocultura (25 m^3 , 50 m^3 e $75 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), adubação química e testemunha e verificaram que, em termos de produção, os resultados variaram de 2650 a 3530 kg ha^{-1} representando uma produtividade média entre 3106 e 3527 kg ha^{-1} , ficando um pouco aquém da média regional. Entretanto, os autores justificaram que esta baixa produtividade da soja pode estar relacionada ao estande baixo, que é considerado bom quando atinge no mínimo a casa de 250000 plantas por hectare. Observaram ainda que a soja respondeu melhor nas doses menores, 25 e $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, considerando que essas equivalem à adubação química recomendada para a cultura da região.

2.2.2 Biodigestão anaeróbia

Existem diversos métodos para tratamento de dejetos suínos com o objetivo de diminuir a carga poluente produzida e mitigar os impactos ambientais da atividade. De acordo com GARTNER & GAMA (2005) as alternativas mais utilizadas referem-se à utilização de esterqueiras, lagoas de estabilização, processos de biodigestão e uso de serragem para compostagem dos dejetos, sendo que o destino final deste material tratado tem sido normalmente o solo.

A biodigestão anaeróbia representa, segundo SOUZA, LUCAS JÚNIOR & FERREIRA (2005) importante papel dentre as alternativas de tratamento de dejetos suínos, pois além de permitir a redução significativa do potencial poluidor, trata-se de um processo no qual não há geração de calor e a volatilização dos gases é mínima, além de permitir a recuperação da energia na forma de biogás e a reciclagem do efluente.

Segundo KONZEN (2005) a estabilização dos dejetos de suínos em biodigestores tem merecido destaque, em função dos aspectos de saneamento, potencial de geração de energia, diminuição de odores e por

oferecer condições econômicas da reciclagem orgânica e de nutrientes, através do uso do biofertilizante.

DIESEL, MIRANDA & PERDOMO (2002) definiram os biodigestores como "...câmaras que realizam a fermentação anaeróbia da matéria orgânica produzindo biogás e biofertilizante". Segundo os autores, o processo da digestão anaeróbia consiste na transformação de compostos orgânicos complexos em substâncias mais simples, como metano e dióxido de carbono, através da ação combinada de diferentes microorganismos que atuam na ausência de oxigênio.

De acordo com GASPAR (2003), existem vários tipos de biodigestor, mas, em geral, todos são compostos, basicamente, de duas partes: um recipiente (tanque) para abrigar e permitir a digestão da biomassa e o gasômetro (campânula), para armazenar o biogás. Os biodigestores podem ser classificados quanto ao abastecimento de biomassa em: contínuo (com abastecimento diário e descarga proporcional à entrada de biomassa) ou intermitente (quando utiliza sua capacidade máxima de armazenamento de biomassa, retendo-a até a completa biodigestão). Segundo o autor, o modelo de abastecimento intermitente é mais indicado quando se utiliza materiais orgânicos de decomposição lenta e com longo período de produção, como no caso de palha ou forragem misturada a dejetos animais.

Considerando o potencial dos biodigestores para a geração de metano, KONZEN (2005) explicou que este fato decorre da alta carga orgânica (concentração de sólidos voláteis entre 70 e 75 %) presente nos dejetos. Segundo o autor, avaliações recentes feitas dos dejetos tratados em biodigestor, além de produzir biogás, tiveram a carga orgânica reduzida em 78 a 80 %, podendo atingir em alguns casos até 96 %, quando auxiliados por agentes de biorremediação (bactérias). Além da carga orgânica, observaram-se também reduções de fósforo total (40 %), cobre total (40 %) e zinco total (22%). Com a adição de agentes de biorremediação as reduções atingiram 91, 96 e 97 %, respectivamente para fósforo, cobre e zinco.

Quanto ao biofertilizante produzido, DIESEL, MIRANDA & PERDOMO (2002) atestaram que o mesmo pode ser utilizado como adubo no solo tanto puro quanto na formação de compostagens. KONZEN & ALVARENGA (2005) confirmaram esta informação: "...quando estabilizados em biodigestor, podem

ser utilizados imediatamente”. Isto porque, conforme cita LASLOWSKI (2004) este biofertilizante se apresenta rico em nutrientes e isento de mau cheiro, possuindo excelente qualidade, não atraindo moscas e outros insetos, sendo livre de agentes transmissores de doenças.

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

De acordo com a Figura 1, o biosistema integrado é composto por um biodigestor anaeróbico, responsável pela bioestabilização dos dejetos e formação do biogás; um tanque de sedimentação, para separação de fases (sólida e líquida); um tanque de algas e um tanque de peixes, sendo que na saída deste, a água residuária de suinocultura é tida como completamente tratada.

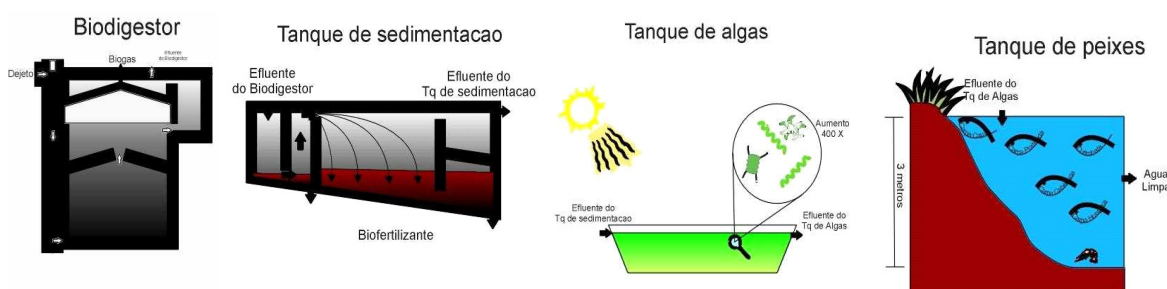


Figura 1 Componentes do biosistema integrado.
Fonte: BEZERRA (2002).

2.3 Erosão hídrica e escoamento superficial

Sob o ponto de vista agronômico, o solo é o substrato para qualquer atividade agrossilvipastoril, sendo passível de degradação ou melhoramento de sua capacidade produtiva dependendo do manejo ao qual é submetido (SILVA et al., 1999).

A erosão é uma das principais razões pelas quais os solos agrícolas perdem sua capacidade produtiva (CABRAL et al., 2005). BERTONI & LOMBARDI NETO (1985) afirmaram que, no Brasil, a erosão hídrica é um dos principais fatores que colaboram para a improdutividade do solo e é facilitada e acelerada pelo homem com suas práticas inadequadas de agricultura.

De acordo com CARVALHO et al. (2003) e PEREIRA et al. (2003) a erosão pode ser definida como um processo de desprendimento, arraste e deposição das partículas do solo. Pode ser causada por diversos fatores, tais como ação dos ventos, correntes e geleiras.

A erosão hídrica é provocada pela ação da água das chuvas e do escoamento superficial, também afetada pela ação antrópica (CASSOL & LIMA, 2003; SILVA et al., 2005b). DENARDIN et al. (2006) também afirmaram que a erosão hídrica do solo é o resultado da interação dos fatores: potencial erosivo da chuva, suscetibilidade do solo à erosão, comprimento de rampa, declividade do terreno, manejos de solo, de culturas e de restos culturais e práticas mecânicas conservacionistas complementares. BRANDÃO et al. (2007) afirmaram ainda que o impacto das gotas da chuva promovem a formação de uma crosta que é um dos fatores que pode reduzir acentuadamente a infiltração e, conseqüentemente, aumentar o escoamento superficial, contribuindo assim, para a erosão do solo.

SILVA et al. (2005c) destacaram que a erosão hídrica é um dos principais problemas relacionados ao manejo dos solos no país. CARVALHO et al. (2003) complementaram afirmando que algumas áreas localizadas na região Sul já estão em processo de desertificação devido ao processo erosivo. AMORIN et al. (2001) citaram como conseqüências deste processo, o transporte de nutrientes, matéria orgânica, sementes e defensivos agrícolas, implicando no empobrecimento gradativo dos solos agrícolas, na elevação do custo de produção e, às vezes, resultando no abandono de áreas

anteriormente produtivas. Em outro enfoque, causa também problemas relacionados à qualidade e disponibilidade de água, decorrentes da poluição e assoreamento dos cursos d'água (LIMA, GONZÁLEZ & LIMA, 2002).

Percebe-se, portanto, conforme BEUTLER et al. (2003) e SILVA et al. (1999) que a chuva e a enxurrada, combinadas, são os agentes ativos na erosão hídrica, a qual também é influenciada pela cobertura, rugosidade, tipo de cultura e sistema de preparo do solo. Sobre este último aspecto, ENDRES et al. (2006) colaboraram dizendo que, quando o solo é protegido por cobertura vegetal densa e com sistema radicular abundante, o processo erosivo é menos intenso.

Neste contexto, destaca-se o plantio direto como prática conservacionista do solo. FIDÉLIS et al. (2003) contextualizaram o processo de implantação e desenvolvimento da prática afirmando que as pesquisas foram iniciadas na Estação Experimental de Rothamsted (Inglaterra), em 1940, e em Michigan (EUA), em 1946. No Brasil os estudos sobre este sistema iniciaram em 1974, em lavouras de trigo e soja, na região de Londrina. A partir deste marco, a área cultivada sob plantio direto em todo o Brasil expandiu-se muito.

O plantio direto constitui-se de um sistema de implantação de culturas em solo não revolvido e protegido por cobertura morta, proveniente de restos culturais, coberturas vegetais semeadas com esta finalidade e de plantas daninhas controladas por métodos químicos combinados. Dentre as vantagens do sistema, pode-se citar: previne e controla a erosão, possibilita a semeadura das culturas em épocas adequadas, contribui para a redução no consumo de combustível nas atividades agrícolas, reduz o trânsito de máquinas na área, proporciona maior conservação de umidade no solo e maior aproveitamento da água disponível pelas plantas, contribui para a melhoria da porosidade total do solo, proporciona maior tolerância a períodos de estiagem e assegura maior possibilidade de obtenção de rendimentos mais elevados, visto que proporciona melhores condições para o desenvolvimento vegetal (FIDÉLIS et al., 2003; SILVA et al., 2006).

De acordo com SILVA et al. (2005b) a relação existente entre o sistema de plantio direto e a prevenção e controle da erosão refere-se à proteção proporcionada ao solo pelos resíduos que impede que as gotas de chuva atinjam diretamente o solo, evitando, assim, a desagregação de suas partículas

e mantendo, conseqüentemente maiores taxas de infiltração ao longo do período da chuva. Os autores complementaram ainda que os resíduos em superfície retêm por mais tempo a água de escoamento, aumentando a lâmina de água infiltrada no solo e diminuindo a velocidade, ou seja, a capacidade de transporte do escoamento superficial. BRANDÃO et al. (2007) em outras palavras explicaram que “a cobertura vegetal aumenta a macroporosidade da camada superficial e protege os agregados do impacto direto das gotas de chuva, sendo, desta forma, capaz de manter altas taxas de infiltração”.

MELLO et al. (2003) sob outro enfoque, afirmaram que a semeadura direta possibilita o ancoramento dos resíduos nas soqueiras das culturas e também promove a consolidação da estrutura superficial do solo, o que aumenta a tensão crítica de cisalhamento e, conseqüentemente, a resistência do solo à erosão hídrica.

BERTOL & FISCHER (1997) e BEUTLER et al. (2003) afirmaram que, nos sistemas de preparo conservacionista, há uma menor mobilização do solo e, em razão disso, mantêm-se a maioria dos resíduos vegetais na superfície, também melhorando o ambiente para o crescimento das plantas.

No preparo convencional a erosão hídrica é favorecida em função da excessiva mobilização da superfície promovida no preparo do solo, deixando-o exposto à energia erosiva da chuva e à enxurrada. Dentro deste contexto, SCHAEFER, SILVA & PAIVA (2002) acrescentaram que com a quebra dos agregados do solo por ocasião da exposição à energia cinética, as partículas menores em suspensão penetram e obstruem os poros, diminuindo a permeabilidade e formando o selamento superficial, influenciando a infiltração de água no solo e conseqüentemente o aumento do escoamento superficial da água.

Vários autores têm estudado e comprovado os benefícios que os resíduos vegetais, quando mantidos na superfície, proporcionam a diminuição das perdas de água e solo dada à proteção que exercem contra a ação desagregadora do impacto das gotas de chuva sobre o solo e também por se comportarem como uma barreira física à enxurrada. SILVA et al. (2005b), por exemplo, citaram dois trabalhos: Young & Wiersma (1973) e Braidá (1994). Os primeiros autores obtiveram redução de 90 % na energia cinética das gotas incidentes sobre a superfície do solo e verificaram que, mantendo-se a taxa de

aplicação de água constante, pode-se reduzir a perda de solo em até 90 %. O segundo autor citado, fazendo uso de um simulador de chuva em um Argissolo Vermelho Escuro, constatou que a erosão entressulcos decresceu exponencialmente com o aumento da cobertura do solo por resíduos vegetais: as parcelas com cerca de 100 % de cobertura apresentaram redução de 92 % na erosão entressulcos em relação ao solo descoberto.

Sob outras condições, SILVA et al. (2005a) trabalhando com Latossolo Vermelho Distroférico, utilizando-se do simulador de chuvas InfiAsper/UFMS regulado para aplicar chuva com intensidade de 60 mm h^{-1} (o que corresponde à energia cinética de aproximadamente 820 J m^{-2}) trabalharam com os seguintes tratamentos: sucessão milho-pousio; sucessão milho-trigo; sucessão milho-nabo; sucessão milho-ervilhaca; sucessão milho-aveia, os quais foram avaliados nos sistemas de preparo convencional e plantio direto. Os autores verificaram que as perdas de solo e de água foram mais acentuadas no sistema de cultivo convencional para todos os tratamentos estudados.

PANACHUKI et al. (2006) pesquisando as perdas de solo e água em pastagem e em plantio direto num Latossolo Vermelho Aluminoférrico típico, com culturas cultivadas no sistema de integração agricultura-pecuária, submetidas ao efeito de quatro intensidades de precipitação (40, 60, 80 e 100 mm h^{-1}) utilizando o simulador de chuvas InfiAsper/UFMS, concluíram que as maiores intensidades de precipitação proporcionaram maior perda de solo no plantio direto. No entanto, na pastagem, no sistema de integração agricultura-pecuária, houve maior perda de água.

Outro estudo relevante foi o de MELLO et al. (2003) que quantificaram as perdas de solo e água por erosão hídrica sob chuva simulada (com intensidade de precipitação de 64 mm h^{-1}), em diferentes sistemas de manejo de solo (do tipo Nitossolo Háptico Alumínico), durante o cultivo da soja. Os autores verificaram que as perdas de solo foram fortemente influenciadas pelo sistema de manejo, enquanto as perdas de água sofreram efeito apenas moderado. O solo que foi tratado com uma escarificação e uma gradagem sobre resíduo de aveia dessecada e semeadura com soja reduziu as perdas de solo e água em 85 % e 34 % em relação, respectivamente: a) ao solo tratado com uma aração e duas gradagens sobre o resíduo da aveia e semeadura de soja; b) ao tratamento com uma aração e duas gradagens e sem o cultivo. Os

tratamentos semeadura direta sobre o campo natural dessecado e queimado e semeadura direta sobre campo natural dessecado apresentaram perdas de solo e água praticamente iguais entre si, sendo as perdas de solo, em média, 88 % inferiores às do tratamento com uma escarificação + uma gradagem sobre resíduo de aveia dessecada e semeadura com soja e, no caso das perdas de água, praticamente iguais a este tratamento.

HERNANI et al. (1997) trabalhando com sistemas de preparo em Latossolo Roxo, em Dourados (MS), concluíram que o plantio direto foi o sistema mais eficiente no controle de perdas de solo, água e produtividade de grãos de soja e trigo, uma vez que as perdas médias de solo e água por erosão, relativas aos sistemas de plantio direto, escarificação e gradagem niveladora, gradagem pesada e gradagem niveladora e aração com arado de discos e duas gradagens niveladoras, sem cobertura vegetal, foram, respectivamente, 0,8; 2,8; 5,3 e 7,3 t ha⁻¹ ano⁻¹.

Referente ao tipo de chuva simulada e sua relação com as perdas de água, solo e nutrientes, OLIVEIRA et al. (2007) trabalharam, em um Argissolo Vermelho-Amarelo, com quatro padrões de chuva de 60 minutos de duração e um pico de 110 mm h⁻¹, cuja lâmina total precipitada foi de 30 mm: avançado (quando a maior intensidade ocorre em um período de tempo menor do que 30 % a partir do tempo inicial da chuva em relação ao seu tempo total de duração), intermediário (quando a maior intensidade ocorre entre 30 e 60 % do tempo total da chuva), atrasado (quando a maior intensidade ocorre após mais de 60 % do tempo total de duração) e constante (quando a intensidade se mantém constante durante o tempo total de ocorrência). Os resultados demonstraram não haver influência do padrão de chuva para as perdas de água. Entretanto, para as perdas de solo, os padrões avançado, intermediário e atrasado foram superiores ao constante. Este comportamento está relacionado ao fato de a camada superficial do solo apresentar umidade mais elevada ou estar completamente saturada quando dos testes com estes padrões, possibilitando uma maior desagregação das partículas e maior carreamento de solo. Os autores destacaram ainda que a ocorrência de pico de maior intensidade alterou as perdas de solo, não influenciando expressivamente as perdas de água e nutrientes.

2.4 Simulação de chuva

Segundo ALVES SOBRINHO, FERREIRA & PRUSKI (2002) em estudos hidrológicos verificou-se que “...nos países tropicais, a chuva é o tipo de precipitação mais importante, devido à sua capacidade em produzir erosão do solo conseqüente ao impacto das gotas no solo e ao escoamento superficial”. A escolha de um sistema adequado de manejo de solo e água está diretamente relacionada à chuva e aos processos de infiltração, escoamento superficial da água e erosão do solo.

PINTO, HOLTZ & MARTINS (1976) explicaram que os equipamentos utilizados para determinação da velocidade de infiltração de água no solo, são denominados infiltrômetros e podem ser: infiltrômetros com aplicação de água por inundação, também conhecidos por infiltrômetros de anéis, ou infiltrômetros com aplicação de água por aspersão, os chamados simuladores de chuva.

De acordo com BRANDÃO et al. (2006) o simulador de chuva é um equipamento no qual a água é aplicada por aspersão com uma intensidade de aplicação superior à capacidade de infiltração do solo, exceto para um curto intervalo de tempo, logo após o início da precipitação. Os autores explicaram que a área de aplicação de água é delimitada por placas metálicas, de modo que a taxa de infiltração pode ser obtida pela diferença entre o total aplicado e o escoamento superficial ocasionado.

SOUZA (2004) e MONTEBELLER, CARVALHO & ALVES SOBRINHO (2001) complementaram dizendo que os simuladores de chuva já vêm sendo utilizados em estudos de manejo de solos há bastante tempo, isto porque permitem simular as condições típicas da chuva natural, como intensidade, duração, freqüência da precipitação, velocidade de impacto e distribuição do tamanho e direção das gotas da chuva. Vários modelos já foram construídos e, atualmente, existem alguns totalmente controlados por computador.

ALVES SOBRINHO (1997) afirmou que os simuladores têm sido usados para determinar características de infiltração, escoamento superficial e produção de sedimentos. NASCIMENTO (2005) assegurou que o uso de simuladores de chuva tem aumentado para estudos de infiltração de água e escoamento superficial, uma vez que através dele se tem a possibilidade de impactar o solo com energia cinética muito semelhante àquela da chuva

natural. Segundo o autor o tamanho das parcelas experimentais tem variado de 0,3 a 38,5 m².

BRANDÃO et al. (2006) apresentaram as principais características que devem ser atendidas pelos simuladores de chuva, com base no estudo de Meyer (1994), por eles citado:

- distribuição do tamanho de gotas similar à das chuvas naturais, que em média apresentam diâmetros variando entre 1 e 3 mm;
- velocidade de impacto das gotas próxima à das chuvas naturais, que em média apresentam valores que variam de 6 a 7 m s⁻¹ para gotas com aproximadamente 2 mm de diâmetro;
- energia cinética das precipitações simuladas próxima a das precipitações naturais (a relação entre a energia cinética da precipitação simulada e aquela da chuva natural deve ser superior a 75 %);
- intensidade de precipitação na faixa de interesse de estudos hidrológicos, geralmente compreendidas entre 12 e 120 mm h⁻¹;
- área de aplicação da chuva de tamanho suficiente para representar os tratamentos e condições a serem avaliadas;
- intensidade de precipitação e características das gotas uniformes na área de aplicação da chuva simulada;
- gotas da chuva simulada devem atingir a parcela em estudo de forma contínua;
- o ângulo de impacto da maior parte das gotas não deve diferir expressivamente da direção vertical;
- possibilidade de repetição da aplicação de uma mesma chuva simulada;
- manutenção satisfatória das características da chuva quando usado em condições comuns de campo, tais como altas temperaturas e ventos moderados; e
- portabilidade para movimentação de uma área de pesquisa para outra.

2.4.1 Simulador InfiAsper/UFMS

O simulador de chuvas InfiAsper/UFMS foi desenvolvido por ALVES SOBRINHO (1997) e aperfeiçoado por NASCIMENTO (2005) principalmente no que diz respeito ao obturador rotativo ajustável, à centralização do equipamento na parcela teste e à estrutura, de modo a facilitar o seu transporte, instalação e utilização a campo.

Este equipamento, que se utiliza de bicos tipo *Veejet*, apresenta características semelhantes àsquelas da chuva natural em termos de precipitação relativa, diâmetro de gotas, velocidade e energia cinética de impacto das gotas no solo.

De acordo com os estudos de ALVES SOBRINHO (1997) o simulador InfiAsper/UFMS:

- é dotado de bicos modelo *Veejet* 80100 operando a pressão de 32,7 kPa, posicionados a 2,30 metros de altura e que formam gotas com diâmetros volumétricos médios de 1,8 mm;
- apresenta uniformidade de distribuição de água, expressa pelo Coeficiente de Uniformidade de Christiansen (CUC), variando entre 82 e 87 %;
- permite ajustes na intensidade de precipitação entre 19 e 308 mm h⁻¹ e aplicação praticamente contínua de água; e
- apresenta relação de 90 % entre a energia cinética da chuva simulada e a natural para intensidades de precipitação de até 40 mm h⁻¹ para o bico *Veejet* 80100.

No equipamento desenvolvido por NASCIMENTO (2005), conforme mostrado na Figura 2, construiu-se um chassi, montado num eixo com duas rodas e na sua extremidade frontal foi desenvolvido um engate, tipo universal ajustável, para acoplamento na barra de tração de um trator ou em engate traseiro de veículo para reboque. O reservatório de água é de 450 litros. Na traseira do chassi foi montada uma torre de sustentação para o sistema de aplicação de água a uma altura que permite a simulação da energia cinética das gotas da chuva natural.



Figura 2 Simulador de chuvas InfiAsper/UFMS.

Lateralmente ao chassi há um suporte, em posição inferior, para montagem da moto bomba e também um compartimento para acondicionar todo o material necessário à pesquisa.

Na extremidade inferior da torre de simulação está o interceptor de água para a coleta do excesso pulverizado pelos bicos e sobre ele uma viga onde estão dispostos: tubulações e conexões para a condução de água aos bicos, registro de gaveta para ajuste da pressão de trabalho, manômetro antivibrante de saída angular para controle da pressão de trabalho, dois bicos paralelos e posicionados com espaçamento de 400 mm entre si (modelo Veejet 80100) para aplicação da água, motor elétrico de meio cv, montado em suporte metálico, com eixo prolongado acoplado ao obturador e um obturador rotativo ajustável, dotado de seis fendas (aberturas), através das quais é possível regular a intensidade de precipitação. Na Figura 3 são apresentados os componentes da torre de simulação.

Visando a centralização do simulador nas parcelas NASCIMENTO (2005) desenvolveu um gabarito de referência para o nivelamento longitudinal e transversal do interceptor de água. O equipamento é dotado ainda de um painel de comando que permite o acionamento do obturador e da bomba d'água e é onde também se localiza o redutor de frequência.

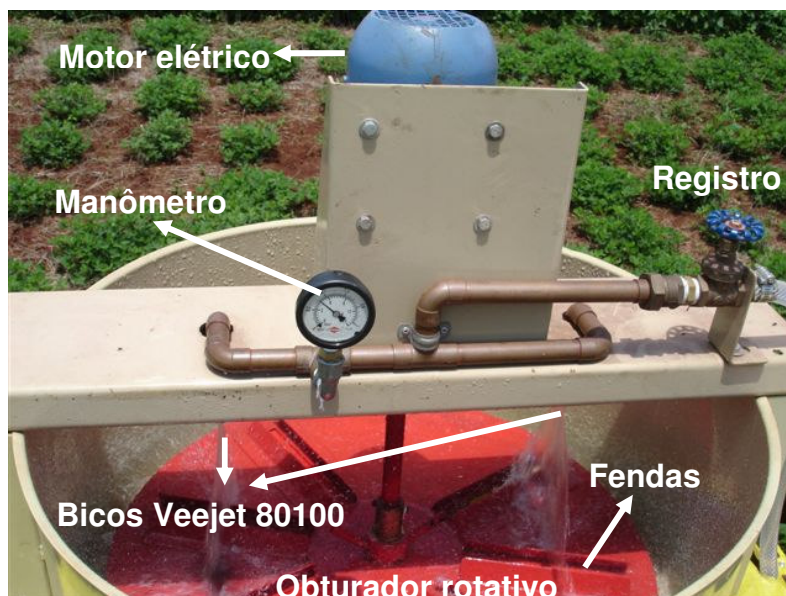


Figura 3 Componentes da torre de simulação.

2.5 Perda de nutrientes por escoamento superficial

Considera-se escoamento superficial o processo de desprendimento e arraste da água e partículas do solo. Além de partículas de solo em suspensão, o escoamento superficial carrega nutrientes, matéria orgânica, sementes e defensivos agrícolas, promovendo o empobrecimento gradativo dos solos, bem como o desencadeamento de processos de assoreamento e eutrofização de corpos d'água.

Quando da aplicação de ARS, de acordo com CERETTA et al. (2005), o escoamento superficial pode ocorrer seja pelas altas quantidades aplicadas, somadas a relevos acidentados, ou mesmo pela ocorrência de precipitações pluviais em solos com pouca cobertura e baixa permeabilidade. Por este motivo, quantidades significativas de nutrientes contidos nas ARS, como é o caso do nitrogênio e fósforo, podem ser perdidos por escoamento superficial. Young & Mutchler (1976) e Steenhuis et al. (1981) citados por DOBLINSKI (2006) verificaram perdas de 25 a 50 % do nitrogênio após aplicação do dejetos e ocorrência de chuvas pesadas e sucessivas. Entretanto, vale destacar que as quantidades de nutrientes perdidos estão diretamente relacionadas às doses de dejetos aplicadas, bem como diminuem com as chuvas subsequentes.

No trabalho de EDWARDS & DANIEL (1993) as maiores concentrações de nitrogênio total no escoamento superficial ocorreram durante as primeiras chuvas simuladas, aplicadas logo após o dejetos suíno e observou-se que, após seis dias da aplicação da primeira chuva, as perdas foram diminuídas em 80 %.

Quanto ao fósforo, seu transporte pode ocorrer na forma solúvel ou adsorvida à fração sólida (partículas de solo e/ou matéria orgânica). Os preparos conservacionistas de solo apresentam, normalmente, menores perdas de fósforo ligado à fração sólida, fato este que pode estar relacionado às menores perdas de solo e manutenção dos resíduos na superfície.

Por outro lado, YLI-HALLA et al. (1995) afirmaram que as perdas podem ser altas e causar eutrofização mesmo em sistemas conservacionistas, onde a erosão é sensivelmente diminuída, isto porque as concentrações de fósforo solúvel podem continuar altas. Este comportamento foi verificado por HEATHWAITE, SHARPLEY & GBUREK (2000) onde as perdas de fósforo total foram reduzidas no plantio direto, entretanto observou-se um incremento nas perdas de nitrato e fósforo solúvel.

Do ponto de vista ambiental, concentrações de fósforo inorgânico na água de superfície de 0,1 a 0,2 mg L⁻¹ já são consideradas críticas (SHARPLEY et al., 1996). McISAAC, MITCHELL & HIRSCHI (1995) afirmaram que concentrações de fósforo total acima de 0,05 mg L⁻¹ são consideradas responsáveis pela degradação da qualidade da água em lagos e reservatórios, primeiramente pela promoção da eutrofização, uma vez que ele é o elemento limitante do crescimento das algas. Entretanto, esses baixos teores de fósforo são menores do que os considerados como ideais (0,2 a 0,3 mg L⁻¹) na solução do solo para um bom crescimento das plantas (HEATHWAITE, SHARPLEY & GBUREK, 2000).

No estudo de BERTOL et al. (2004) verificou-se que em preparos conservacionistas as concentrações de nutrientes e carbono orgânico são maiores do que em sistemas com revolvimento de solo, enquanto que as perdas totais comportaram-se de forma inversa.

Estudando também o escoamento a partir da aplicação de ARS, CERETTA et al. (2005) concluíram que as concentrações de fósforo disponível e nitrogênio mineral na solução escoada na superfície do solo estiveram

diretamente relacionados com as doses de dejetos aplicadas. Segundo os autores, as concentrações de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, bem como a predominância de amônio ou nitrato, se relacionaram diretamente à quantidade aplicada e ao intervalo entre a aplicação do dejetos e o primeiro escoamento superficial. As perdas de nitrogênio e fósforo por escoamento, do ponto de vista de nutrição de plantas, foram pequenas, porém as concentrações observadas nos maiores picos preocupam pela possibilidade de eutrofização nos mananciais de água.

Referente ao nitrogênio, fósforo e potássio, DOBLINSKI (2006), trabalhando com chuva natural e doses de água residuária de suinocultura de: 0, 50, 100, 150 e 200 m³ ha⁻¹ concluiu que o comportamento destes elementos carregados pelo escoamento superficial é tipicamente exponencial e que o fósforo possui um potencial poluidor devido ao escoamento superficial cerca de três vezes maior que o nitrogênio total e sete vezes maior que o potássio.

2.6 Lixiviação de íons no solo

Na literatura, quando se pesquisa sobre lixiviação de íons no perfil do solo, é possível encontrar vários trabalhos que estudaram a movimentação do nitrato.

A falta de equilíbrio entre a disponibilidade de nitrogênio proveniente do dejetos e a demanda da cultura, é um problema que preocupa com relação ao uso de água residuária de suinocultura porque, conforme BASSO et al. (2005), cerca de 50 % do nitrogênio total do dejetos está na forma mineral. Os autores explicaram que como geralmente a aplicação do dejetos ocorre antes da semeadura das culturas, se ocorrerem intensas precipitações pode haver movimentação vertical de nitrato (NO₃⁻) no perfil do solo, principalmente durante os estágios iniciais de desenvolvimento da cultura, quando a demanda de nitrogênio ainda é pequena. Desta forma, pode-se perceber que a lixiviação do nitrato é caracterizada pela movimentação do ânion NO₃⁻ para camadas profundas do solo abaixo da zona radicular das culturas, podendo atingir o lençol freático. Para tal são necessários: presença de nitrogênio mineral na solução do solo e movimento de água no perfil do solo (BASSO, 2003).

PRIMAVESI et al. (2006) complementaram afirmando que o NO_3^- no solo é resultado da aplicação do fertilizante nitrogenado ou da mineralização da matéria orgânica. Quando o NO_3^- na solução do solo não é absorvido pelas plantas ou imobilizado pela microbiota do solo, pode ser facilmente lixiviado, pois apresenta carga negativa e não é adsorvido pelos colóides do solo que apresentam predominantemente cargas negativas.

RAIJ (1981) explicou que o nitrogênio é predominantemente encontrado no solo na forma orgânica e que as formas do elemento disponíveis no solo para absorção pelas plantas são o íon amônio (NH_4^+) e o nitrato (NO_3^-), também denominados de nitrogênio mineral. WENDLING (2005) afirmou que a matéria orgânica é a principal fonte de nitrogênio para as culturas, entretanto precisa ser mineralizada para que ocorra a liberação e a absorção pelas plantas. De acordo com MELLO et al. (1983) mineralização é a passagem do nitrogênio nas formas orgânicas para formas inorgânicas e o processo inverso é denominado de imobilização. CARDOSO (1992) explicou que quando os decompositores atuam sobre a matéria orgânica liberam resíduos, entre eles a amônia (NH_3) que combinada com a água do solo, forma hidróxido de amônio que, por sua vez, quando ionizado produz íon amônio (NH_4^+) e hidroxila (OH^-). A este processo, chama-se amonificação. Os íons amônio presentes no solo podem seguir três vias: são absorvidos pelas plantas, são perdidos por algum mecanismo bioquímico ou aproveitados por bactérias nitrificadoras do gênero *Nitrosomonas* e *Nitrosococcus*. Neste último caso, denomina-se nitrificação a transformação da amônia (NH_3) a nitrato. Este processo ocorre em duas etapas: a nitrificação (transformação da amônia – NH_3 em nitrito – NO_2^-) e a nitratação (transformação de nitrito - NO_2^- em nitrato – NO_3^-).

SANGOI et al. (2003) afirmaram que o tipo de solo pode ter grande influência no processo de lixiviação. Eles destacaram que solos argilosos possuem maior capacidade de retenção de nitrogênio do que solos arenosos, principalmente na forma de nitrogênio amoniacal (NH_4^+). A maior capacidade de armazenamento de água dos solos argilosos reduz a percolação da água pelo perfil e, conseqüentemente, a lixiviação de nitrato. Além da textura, o conteúdo de matéria orgânica também pode interferir no processo de lixiviação de nitrato, em função da maior disponibilidade de nitrogênio decorrente da

decomposição da matéria orgânica, principalmente quando a área não está sendo cultivada.

PRIMAVESI et al. (2006) destacaram a importância da redução da perda de NO_3^- : primeiro porque com a perda de nitrato está se perdendo o nitrogênio do solo disponível à planta; segundo porque se perdido na forma de óxido nitroso (N_2O), poderá favorecer o aquecimento global e, com isso, reduzir também a água disponível, como consequência da maior evapotranspiração e das chuvas mais intensas que escoam; terceiro porque o NO_3^- lixiviado pode entrar em rios e águas subterrâneas e iniciar o processo de eutrofização em ecossistemas naturais normalmente pobres em nitrogênio. Esta redução nas perdas pode acontecer com a definição adequada das dosagens a serem usadas, bem como o intervalo de aplicação da ARS numa mesma área.

Quanto à mobilidade do fósforo no solo, esta é muito pequena em se comparando com a do NO_3^- , e as perdas pela movimentação vertical em solos agrícolas são consideradas insignificantes; por conta disso, estudos nessa área têm recebido pouca atenção (HEATHWAITE, SHARPLEY & GBUREK, 2000). Porém, alguns trabalhos mostram que sucessivas aplicações de dejetos, em quantidades que excedem a demanda da cultura, podem causar a movimentação de fósforo no perfil do solo, devido à diminuição da capacidade de adsorção do solo (BASSO 2003). ANAMI et al. (2007), estudando o potencial poluidor das águas subterrâneas em decorrência da aplicação de ARS tratada em lagoas, concluíram que para o íon nitrato, este potencial é elevado, ao contrário do íon fosfato.

BASSO et al. (2005) trabalhando com Argissolo Vermelho Distrófico Arênico, no sistema de rotação de aveia preta, milho e nabo forrageiro e com a utilização das doses de 0, 20, 40 e 80 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos, distribuídas a lanço e em superfície antes da semeadura de cada espécie, verificaram que com o aumento da dose de dejetos ocorreu incremento nas concentrações de nitrato na água percolada, principalmente logo após a aplicação. Não verificaram, entretanto, efeito expressivo da dose de dejetos sobre as concentrações de fósforo disponível na água percolada. Observaram também que as perdas de nitrogênio e fósforo por percolação, em kg ha^{-1} , são pouco expressivas em relação às quantidades adicionadas via dejetos de

suínos e as concentrações de nitrato na água percolada nos maiores picos de perda estavam acima do limite tolerável à qualidade da água.

Embora a lixiviação de nitrato seja a mais estudada, outros estudos vêm sendo realizados com elementos como cobre, zinco e potássio. Neste sentido, OLIVEIRA & MATTIAZZO (2001) destacaram que em decorrência do crescente interesse pela utilização de determinados resíduos na agricultura, o movimento vertical e descendente de contaminantes pelo perfil do solo vem recebendo, nos últimos anos, uma maior atenção de pesquisadores e principalmente no que se refere à mobilidade de metais pesados. FREITAS et al. (2004) destacaram que o fato dos dejetos de suínos apresentarem em sua composição cobre e zinco, sua aplicação em doses excessivas pode resultar em acúmulo destes elementos no solo, o que pode acarretar intoxicação não só às plantas, mas também nos demais níveis da cadeia alimentar.

DIESEL, MIRANDA & PERDOMO (2002) realizaram uma pesquisa de monitoramento ambiental em áreas de utilização de dejetos de suínos para avaliar o perfil de um Latossolo Vermelho de Cerrado, em Rio Verde (GO). Utilizando doses crescentes de ARS (25, 50, 75 e 100 m³ ha⁻¹) durante três anos de plantio direto de soja, abrangendo as camadas de 0-20, 40-60 e 90-120 cm, verificaram diferentes concentrações de cobre e zinco em função dos tratamentos aplicados. Os resultados obtidos no estudo revelaram que há uma tendência de acúmulo em profundidade no perfil e uma necessidade de monitoramento constante para a identificação de riscos e correção dos sistemas de utilização dos dejetos. O zinco mostrou movimentação bem mais reduzida dentro das camadas do solo, mantendo concentrações mais elevadas na superfície e similares nas camadas profundas. Os teores variaram de 0,4 mg a 2,4 mg kg⁻¹ de solo. Os teores de 0,8 a 2,4 mg kg⁻¹ de solo até 20 cm para solos de cerrado podem ser considerados como suprimento às necessidades de zinco para as culturas. Desta forma, os autores concluíram que a dose mais eficiente na produção de soja, em plantio direto, foi de 25 m³ ha⁻¹ de ARS.

Quanto ao zinco, Adriano (1986) citado por OLIVEIRA (2006) resumiu os principais fatores que influenciam a disponibilidade do zinco: a capacidade que o solo tem para adsorver o elemento é muito maior que a quantidade usada como adubo. Depois da aplicação, o zinco é adsorvido prontamente, não

ficando sujeito à lixiviação. Parte do elemento é fixada, não podendo ser deslocada pelos extratores convencionais da forma trocável, como o acetato do amônio. A adsorção, a fixação e a precipitação do zinco adicionados ao solo dependem dos minerais de argila, dos óxidos hidratados, dos carbonatos e da matéria orgânica.

No que se refere à matéria orgânica, BERTOL (2005) explicou que o húmus, em função da sua natureza coloidal, participa ativamente da retenção de nutrientes na matriz do solo. Como complexo, está organizado de igual forma que as argilas, contendo uma grande quantidade de cargas negativas, mas estas são muito superior a das argilas, podendo chegar entre 300 e 500 meq 100 g^{-1} de solo. O autor afirmou ainda, citando o trabalho de Daniel et al. (1998), que o húmus, além de ter capacidade de adsorção de nutrientes que excede em muito a capacidade das argilas, possui uma grande hidrofília, podendo reter água até 15 vezes o seu peso. Desta forma, a matéria orgânica tem se mostrado também capaz de imobilizar metais pesados que estejam presentes no solo, como o Cu e o Zn, através da adsorção destes elementos pelos diferentes componentes do húmus. Assim, o autor concluiu que a adição de matéria orgânica ao solo é também considerado um mecanismo para diminuir a contaminação do solo por metais.

QUEIROZ et al. (2004), objetivando avaliar o efeito da aplicação intensiva de dejetos líquidos de suínos nas características químicas e físico-químicas de um solo Podzólico Vermelho-Amarelo, cultivado com diferentes gramíneas forrageiras, verificaram que os nutrientes fósforo, potássio, sódio e zinco aplicados via dejetos líquidos de suínos, se acumularam no solo, na profundidade de 0–20 cm. O solo que recebeu o resíduo teve aumento na soma de bases (SB), capacidade de troca de cátions (CTC) e alumínio trocável e decréscimo do pH e da saturação por bases.

SOARES E BARROS, AMARAL & LUCAS JÚNIOR (2003) verificaram que os percolados dos solos de texturas médias, por apresentarem as maiores concentrações de zinco e cobre, denotaram maior potencialidade de poluição do lençol freático. O inverso foi observado para os percolados dos solos argilosos. Os elevados decréscimos nas concentrações de zinco e cobre foram observados nos solos argilosos quando comparados com os solos arenosos e de texturas médias. Os solos argilosos apresentaram maior eficiência no

tratamento integrado, diminuindo o potencial poluente das águas residuárias de suinocultura aos mananciais.

Outro trabalho relacionado ao reúso de água residuária de suinocultura na agricultura e a movimentação de íons no perfil do solo, é o de FREITAS et al. (2005), que trabalharam com 24 lisímetros de percolação e utilizaram como tratamentos a aplicação de água, água residuária bruta e água residuária peneirada. As conclusões obtidas neste estudo foram que a aplicação de águas residuárias tornou o solo salino nas maiores lâminas destes tratamentos, não tendo ocorrido problemas de sodificação em nenhum tratamento. As maiores produtividades foram obtidas nos tratamentos com águas residuárias e o peneiramento não afetou as propriedades químicas do solo nem a produtividade da cultura.

CAOVILLA et al. (2005) estudando a lixiviação 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 concentração de nitrato, potássio e concentração de sais.

DOBLINSKI (2006) aplicando água residuária de suinocultura (taxas de 0, 50, 100, 150 e 200 m³ ha⁻¹) em um Latossolo Distroférrico concluiu que a mobilidade no perfil do solo foi maior para o potássio, seguido do nitrogênio e do fósforo.

2.7 Cultura da soja

A cultura da soja é amplamente influenciada pelo estresse hídrico, uma vez que a água é o constituinte que representa aproximadamente 90 % do peso da planta, atuando em praticamente todos os processos fisiológicos e bioquímicos e na regulação térmica da planta (EMBRAPA, 2004).

Segundo COFALONE & DUJMOVICH (1999) este déficit hídrico pode afetar os mecanismos de captura e utilização dos recursos por parte da planta, nos diferentes estádios de desenvolvimento.

De acordo com MAEHLER et al. (2003) estudos utilizando irrigação em estádios de desenvolvimento da soja têm indicado que a sensibilidade da cultura é mínima durante a fase vegetativa e máxima durante o período reprodutivo, principalmente na formação e enchimento de grãos. QUEIROZ et al. (1996) afirmaram que a intensidade, duração, época de ocorrência da deficiência hídrica são determinantes do rendimento final da cultura.

A disponibilidade de água é importante, principalmente em dois períodos de desenvolvimento da soja: germinação-emergência e floração-enchimento dos grãos. Destaca-se que, durante o primeiro período, tanto o excesso quanto o déficit de água são prejudiciais à obtenção de uma boa uniformidade na população de plantas. A semente de soja necessita absorver, no mínimo, 50 % de seu peso em água para assegurar boa germinação. Nessa fase, o conteúdo de água no solo não deve exceder 85 % do total máximo de água disponível e nem ser inferior a 50 %. A necessidade total de água na cultura da soja, para a obtenção do máximo rendimento, varia entre 450 a 800 mm ciclo⁻¹ (EMBRAPA, 2004).

No que diz respeito às exigências minerais e de adubação, a cultura da soja requer, segundo ROSOLEM & TAVARES (2006) quantidades relativamente altas de fósforo, especialmente na época de fixação das vagens.

Quanto ao nitrogênio mineral, a EMBRAPA (2004) salientou que a aplicação de fertilizante nitrogenado na semeadura ou em cobertura em qualquer estágio de desenvolvimento da soja pode reduzir a nodulação e a eficiência da fixação biológica de nitrogênio, além de não proporcionar incremento de produtividade para a soja. A recomendação é que não seja aplicado mais do que 20 kg de N ha⁻¹. Para o potássio, a aplicação para a manutenção deve ser, para cada tonelada produzida, de 20 kg de K₂O por hectare.

As doses de fósforo e potássio variam de acordo com as concentrações existentes no solo. Na Tabela 5 é apresentada a indicação de adubação para a soja no Paraná em solos com teor de argila maior que 40 %.

Tabela 5 Indicação de adubação para a soja no Estado do Paraná em solos com teor de argila > 40 %

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

⁽²⁾ Extrator de P e K: Mehlich-I.

⁽³⁾ O N deve ser suprido pela inoculação.

⁽⁴⁾ Pode-se usar até 10 kg a menos do que o indicado na Tabela 5.

⁽⁵⁾ Quando o teor no solo for muito baixo, menor que 0,08 cmol_c dm⁻³ ou 31 mg dm⁻³, fazer adubação corretiva com 140 kg de K₂O ha⁻¹ a lanço e incorporar com grade, além da adubação de manutenção na semeadura, indicada na Tabela 5.

Fonte: EMBRAPA (2004).

No que se refere à micronutrientes, na Tabela 6 são apresentadas as doses indicadas para a cultura da soja, destacando-se que o efeito residual dessa indicação atinge, pelo menos, um período de cinco anos.

Tabela 6 Indicação da aplicação de doses de micronutrientes no solo para a cultura da soja

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

Fonte: EMBRAPA (2004).

2.8 Análise longitudinal de dados através do tempo

De acordo com SINGER & ANDRADE (1986), estudos longitudinais são “...investigações científicas em que o interesse é dirigido para a avaliação do comportamento de uma ou mais variáveis respostas ao longo de uma dimensão específica como o tempo...”.

DAVIDIAN (2005) destacou que embora o termo longitudinal naturalmente sugira que os dados são coletados ao longo do tempo, os modelos e métodos podem se referir também a qualquer tipo de medida repetida. SINGER & ANDRADE (1986) explicaram que neste tipo de estudo observa-se cada unidade de investigação em todas as ocasiões para o qual o experimento foi dimensionado. Os autores afirmaram ainda que esta análise representa um enfoque mais poderoso que os tradicionais, pois proporcionam condições adequadas para um controle de fatores secundários que podem ter influência nas respostas; permite a incorporação de informações sobre a variação individual na análise e produz estimadores mais eficientes dos parâmetros associados às médias de tal variação.

Os planejamentos longitudinais constituem um caso especial dos chamados “planejamentos com medidas repetidas” que é uma classe mais ampla e que pode ser caracterizada pela realização de duas ou mais observações em cada unidade de investigação incluindo, por exemplo, planejamentos do tipo *split-plot* e *cross-over*. Enquanto que num planejamento longitudinal deve-se levar em conta a seqüência com que as avaliações são realizadas nas unidades de investigação, no *split-plot* os fatores são aleatorizados às unidades de investigação e no *cross-over*, as unidades de investigação são aleatoriamente submetidas a uma de diversas seqüências de tratamentos que definem as condições de avaliação (SINGER & ANDRADE, 1986). Segundo DRAPER & SMITH (1981) no caso dos planejamentos do tipo *split-plot* e *cross-over* há uma total independência entre as observações; no planejamento longitudinal espera-se uma correlação entre as observações realizadas na mesma unidade de investigação.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização do local e época do experimento

O experimento foi desenvolvido na Fazenda Experimental da PUCPR, localizada no município de Toledo, Oeste do Paraná. A área está pontuada geograficamente pelas coordenadas 24° 43' latitude sul e 53° 46' longitude oeste, com altitude média de 547 m.

Na Figura 4 é indicada a localização da área experimental e a região onde foi instalado o experimento.

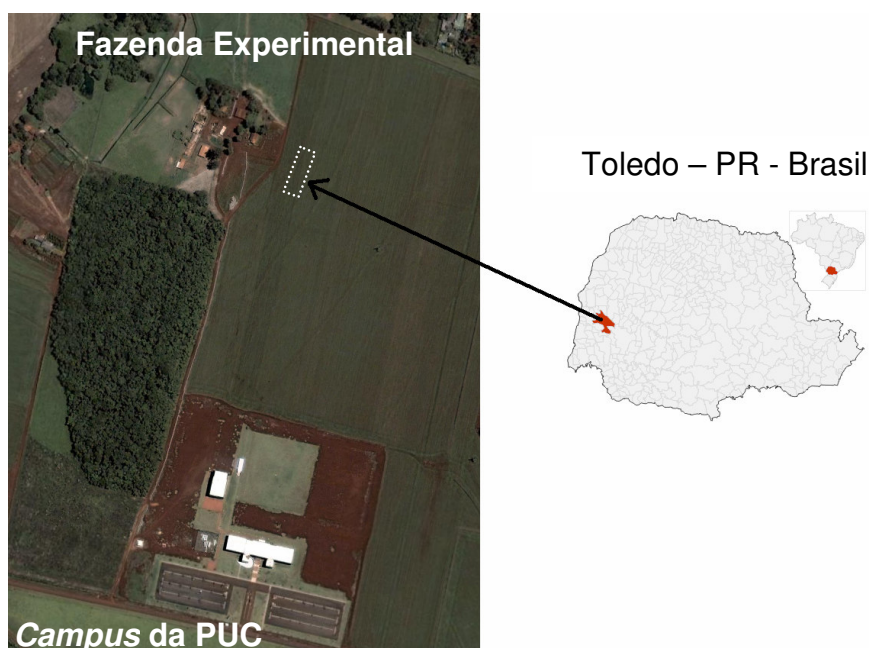


Figura 4 Localização da área experimental.

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

O solo é caracterizado como Latossolo Vermelho Distroférico com textura muito argilosa, uma vez que apresenta mais de 60 % de argila em todas as camadas amostradas, conforme apresentado na Tabela 7 (EMBRAPA, 2006). A declividade média da área em estudo é de 4 %, sendo considerada característica para a região Oeste do Paraná. A área vem sendo cultivada no sistema de plantio direto há 20 anos, com a rotação das culturas do milho, soja e trigo.

Tabela 7 Granulometria do solo da área experimental na Fazenda Experimental da PUCPR, *campus* de Toledo, em novembro de 2006

Profundidade (cm)	Areia (%)	Silte (%)	Argila (%)
0 - 5	6,50	22,22	71,28
5 - 10	5,40	25,02	69,58
10 - 20	4,92	10,48	84,60

Método do densímetro de Bouyoucos.

Na Tabela 8 pode-se observar as características químicas deste solo, determinadas antes da instalação do experimento.

Tabela 8 Caracterização do solo da área experimental na Fazenda da PUCPR, *campus* de Toledo, em novembro de 2006

Profundidade	pH CaCl ₂	P mg dm ⁻³	C g dm ⁻³	H + Al ⁺³	Al ⁺³ cmol _c dm ⁻³	Ca ²⁺ cmol _c dm ⁻³	Mg ²⁺	K ⁺
0-20 cm	5,28	25,15	16,02	4,83	0,00	4,36	3,13	0,17
20-40 cm	4,37	3,84	11,56	8,21	0,62	1,82	1,51	0,04

Profundidade	SB cmol _c dm ⁻³	CTC cmol _c dm ⁻³	V ₁ %	Cu	Zn mg dm ⁻³	Fe mg dm ⁻³	Mn	N g kg ⁻¹
0-20 cm	7,66	12,49	61,34	5,31	2,24	115,60	91,98	1,39
20-40 cm	3,37	11,58	29,10	5,74	1,28	127,26	32,39	1,29

P, K e micronutrientes: extrator Mehlich; Al, Ca e Mg: KCl 1 M.

O experimento foi conduzido durante o período de novembro de 2006 e abril de 2007.

3.2 Implantação do experimento

Na área experimental semeou-se soja, cultivar CD 215, produzida pela Coodetec – Cooperativa Central de Pesquisa Agrícola – com ciclo precoce de 115 dias no Paraná. Antes da semeadura, as sementes foram tratadas com fungicida e inseticida de modo a prevenir o ataque de doenças e pragas. O ingrediente ativo do fungicida utilizado foi o fludioxonil (na dosagem de 100 mL do ingrediente ativo/100 kg de sementes) e o ingrediente ativo do inseticida foi o fipronil (na dosagem de 200 mL do ingrediente ativo/100 kg de sementes).

Utilizou-se o sistema de semeadura direta após a colheita do trigo na densidade de 15 sementes por metro linear, espaçamento entre linhas de 45 centímetros, proporcionando estande de 300000 plantas por hectare. A semeadura foi realizada no dia 15 de novembro de 2006 e a adubação utilizada na mesma foi de 240 kg ha⁻¹ da fórmula 2-17-17, de acordo com análise do solo (Tabela 8).

Em virtude da baixa emergência de plântulas, no dia 28 de novembro de 2006, fez-se uma nova semeadura manual, a qual foi considerada como referência para a contagem dos dias após a semeadura (DAS).

Logo após a semeadura realizada no dia 15 de novembro de 2006, foram cravadas e niveladas no solo 15 calhas, construídas em chapas de aço galvanizado número 16 de 0,375 m² de área, dotadas, na extremidade a favor do declive, de um dispositivo coletor do escoamento superficial. Estas calhas foram conectadas a uma mangueira para proporcionar a coleta do escoamento superficial. Tendo em vista a importância de se trabalhar com uma bordadura, a área da parcela na qual se aplicou a água residuária de suinocultura (ARS) foi de 1,08 m², que corresponde à área protegida por uma mini-estufa. Na Figura 5 são apresentadas a área da calha, a área total da parcela e a distância existente entre as parcelas.

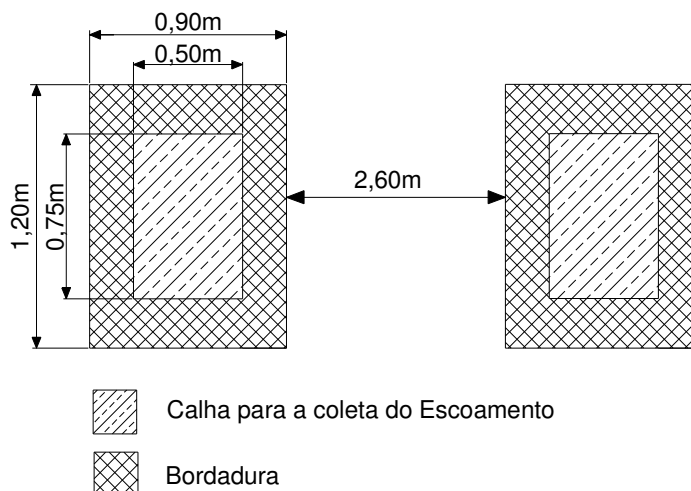


Figura 5 Área da parcela experimental e espaçamento entre parcelas.

As parcelas foram protegidas por mini-estufas de $1,08 \text{ m}^2$, construídas com polietileno (100 micras de espessura), visando o controle hidrológico da área. As mini-estufas foram colocadas sobre as parcelas a partir da primeira aplicação de ARS (aos 38 DAS) e, em dias de sol, as mesmas eram retiradas pela manhã e recolocadas no entardecer, enquanto que em dias chuvosos, permaneciam sobre as parcelas durante o período de incidência da chuva. Na Figura 6 são ilustradas a mini-estufa, a calha e a mangueira que conduzia o material escoado para ser coletado em frascos plásticos dispostos numa cavidade feita no terreno.



Figura 6 Mini-estufa, calha e mangueira para a coleta do escoamento.

Os tratos culturais químicos foram realizados sempre que necessário empregando-se os mesmos produtos e dosagens recomendados para a cultura instalada no restante da área agricultável da Fazenda Experimental da PUCPR. Na Tabela 9 são apresentadas as datas de aplicação, os produtos, dosagens e finalidade para a qual foram utilizados.

Tabela 9 Produtos aplicados durante o desenvolvimento da cultura

DAS	Classificação	Ingrediente ativo	Dosagem*	Controle
1	Herbicida	Lactofen	495,86	Folha larga
		Chlorimuron ethyl	0,04	
16	Herbicida	Permethrin	41,32	Lagarta
		Clethodim	413,22	
20	Inseticida	Alachlor + Trifluralin	1033,06	Folha estreita
		Permethrin	61,98	
38	Fungicida	Epoxiconazole + Pyraclostrobin	495,86	Ferrugem
		Methamidophos	826,45	
64	Fungicida	Epoxiconazole + Pyraclostrobin	495,87	Ferrugem
		Methamidophos	1033,06	
86	Inseticida	Imidacloprid + Beta cislutlinia	826,45	Lagarta

* Com exceção do herbicida Chlorimuron ethyl, expresso em kg ha⁻¹, todas as dosagens estão expressas em mL ha⁻¹. DAS = dias após a semeadura.

3.3 Simulação de chuva

A precipitação foi aplicada mediante um simulador de chuvas (InfiAsper/UFMS) desenvolvido por ALVES SOBRINHO (1997) e aperfeiçoado por NASCIMENTO (2005).

A intensidade de precipitação foi de 60 mm h⁻¹, sendo constante durante todo o experimento e igual para todas as parcelas. Esta intensidade é tida como capaz de provocar erosão do solo e foi também utilizada nos estudos de perda de solo e água de SILVA et al. (2005a), SILVA et al. (2005b) e PANACHUKI et al. (2006).

As simulações de chuva ocorreram numa freqüência quinzenal, sendo que a primeira ocorreu aos 48 DAS. A quantidade simulada em cada aplicação foi segundo o trabalho de LONGO, SAMPAIO & SUSZEK (2006) que estudaram a precipitação média provável para a região de Cascavel, Paraná, como pode ser observado na Tabela 10. Destaca-se que ao longo do

experimento foram realizadas seis simulações de chuva, sendo cinco delas com a cultura sobre o solo e a última, logo após a colheita, de modo a realizar um teste de infiltração de água no solo, cuja quantidade de água aplicada e tempo de simulação dependeram da estabilização da taxa de infiltração. Sempre antes de iniciar a aplicação da chuva simulada, fez-se a calibração do equipamento para verificar se a intensidade de precipitação estava próxima de 60 mm h^{-1} e também para estabelecer o tempo de simulação, conforme a Tabela 10.

Tabela 10 Quantidade de chuva simulada ao longo do experimento

Data	Momento	Quantidade (mm) ¹	Ip média do Simulador (mm h ⁻¹)	Tempo de simulação (min) ²
48 DAS ³	M1	79	58,56	81
62 DAS	M2	112	58,95	114
76 DAS	M3	91	59,52	92
91 DAS	M4	81	60,16	81
104 DAS	M5	65	60,032	65
118 DAS	M6	- ⁴	60,8	- ⁴

¹ Quantidade de chuva segundo LONGO, SAMPAIO & SUSZEK (2006).

² Variável dependente da calibração do simulador. Quando fracionado, o tempo era ajustado para o número inteiro posterior a este valor fracionado.

³ Dias após a semeadura.

⁴ Quantidade de água aplicada e tempo de simulação dependeram da estabilização da taxa de infiltração de água no solo.

A calibração do equipamento antes de cada simulação consistiu em cinco testes com duração de cinco minutos cada, onde o volume precipitado era coletado em uma bandeja metálica de tamanho equivalente à calha da parcela experimental, conforme mostrado na Figura 7.

Após coletado o volume na bandeja durante cada teste de cinco minutos foi possível identificar a intensidade de precipitação (I_p) aplicada pelo simulador através da seguinte fórmula:

$$I_p = \frac{\text{Volume(litros)}}{\text{Área(m}^2\text{)} \cdot \Delta t(\text{horas})}$$



Figura 7 Bandeja utilizada na calibração do simulador de chuvas.

Caso fosse necessário, ajustes na abertura das fendas eram feitas de modo a se obter intensidade de precipitação igual a 60 mm h^{-1} .

Antes da primeira aplicação de chuva, testou-se a uniformidade de distribuição do simulador. Para isto foram utilizados 30 coletores e assim, verificou-se que o Coeficiente de Uniformidade de Christiansen (CUC) foi maior que 70 %.

Considerando que a centralização do simulador na parcela é um parâmetro que se relaciona diretamente com a uniformidade de distribuição, utilizou-se um gabarito de ferro para o estacionamento do simulador na parcela, conforme mostrado na Figura 8. Este gabarito consiste em duas placas metálicas sobre as quais ficam os pneus do simulador; uma barra para fixar a distância entre estas placas e uma sinalização que se refere à centralização da parcela na barra; um suporte, tipo braço em formato de “H”, com roscas ajustáveis para o nivelamento longitudinal, responsável por estabelecer a distância existente entre o centro da parcela e o simulador de chuvas (barra de ferro que distancia os dois pneus do simulador).

A água utilizada para a simulação de chuva foi a água potável, fornecida pela Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR.



Figura 8 Gabarito desenvolvido por NASCIMENTO (2005) e utilizado para a centralização do simulador de chuvas na parcela.

3.4 Aplicação da água residuária de suinocultura

A água residuária de suinocultura (ARS) utilizada foi coletada numa propriedade rural que contém um Bioossistema Integrado e está localizada no distrito de Três Bocas, município de Toledo, Paraná. A água residuária coletada foi tratada em um biodigestor seguido de um tanque de sedimentação e lagoa de estabilização, sendo na tubulação de saída desta, o ponto de coleta, ilustrado na Figura 9.

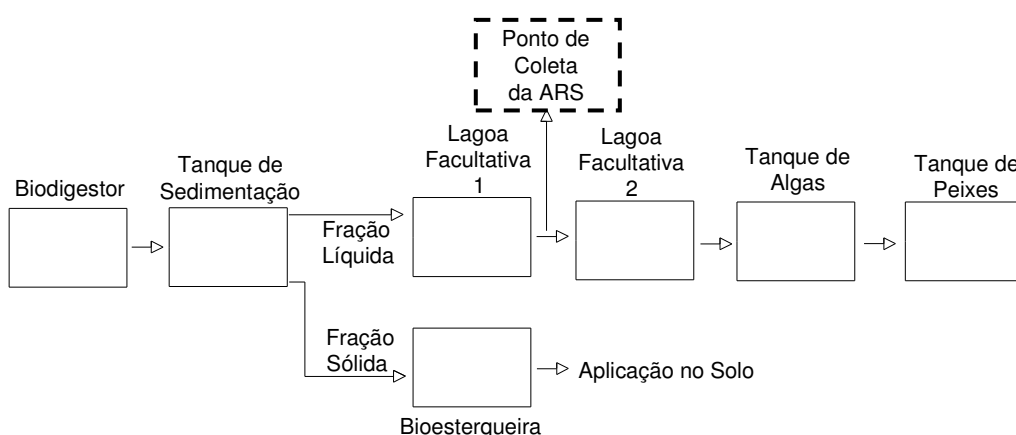


Figura 9 Ponto de coleta da água residuária de suinocultura no bioossistema integrado.

Durante o desenvolvimento da cultura fez-se seis aplicações de ARS, a qual foi caracterizada aos 38, 67 e 111 DAS, de acordo com a metodologia de APHA, AWWA & WEF (1998). A caracterização da ARS é apresentada a Tabela 11.

Tabela 11 Caracterização da água residuária de suinocultura utilizada durante o experimento

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

DAS = dias após a semeadura.

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

3.5 Descrição dos tratamentos

Os tratamentos aplicados às parcelas consistiram em cinco taxas, que foram definidas com base na produção anual de suínos (e conseqüentemente de dejetos) e área agricultável existente no município de Toledo. A taxa média foi de $70 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ e, a partir desta, estabeleceram-se as taxas de ARS utilizadas nos tratamentos no presente experimento:

- T0 – sem aplicação de ARS (testemunha);
- T1 – $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ no ciclo.
- T2 – $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ no ciclo.
- T3 – $150 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ no ciclo.
- T4 – $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ no ciclo.

As taxas de ARS foram divididas em seis aplicações: aos 38 DAS, 54 DAS, 67 DAS, 80 DAS, 94 DAS e 111 DAS. Os volumes correspondentes a cada aplicação por tratamento, total aplicado por parcela no final do ciclo, total coletado por aplicação e no final do ciclo encontram-se descritos na Tabela 12.

Tabela 12 Volume de água residuária de suinocultura aplicado e coletado

Data da aplicação da ARS	Volume (L)				
	T0	T1	T2	T3	T4
38 DAS	0	0,9	1,8	2,7	3,6
54 DAS	0	0,9	1,8	2,7	3,6
67 DAS	0	0,9	1,8	2,7	3,6
80 DAS	0	0,9	1,8	2,7	3,6
94 DAS	0	0,9	1,8	2,7	3,6
111 DAS	0	0,9	1,8	2,7	3,6
Total aplicado por parcela no final do ciclo	0	5,4	10,8	16,2	21,6
Total coletado por aplicação*	27				
Total coletado*	162				

* Considerou-se as três repetições por tratamento e a área total da parcela ($1,08 \text{ m}^2$). DAS = dias após a semeadura.

Os tratamentos, em triplicata, foram sorteados e distribuídos aleatoriamente na área experimental, conforme mostra a Figura 10. Destaca-se que o “T” refere-se a “Tratamento” e o “R”, à “Repetição”.

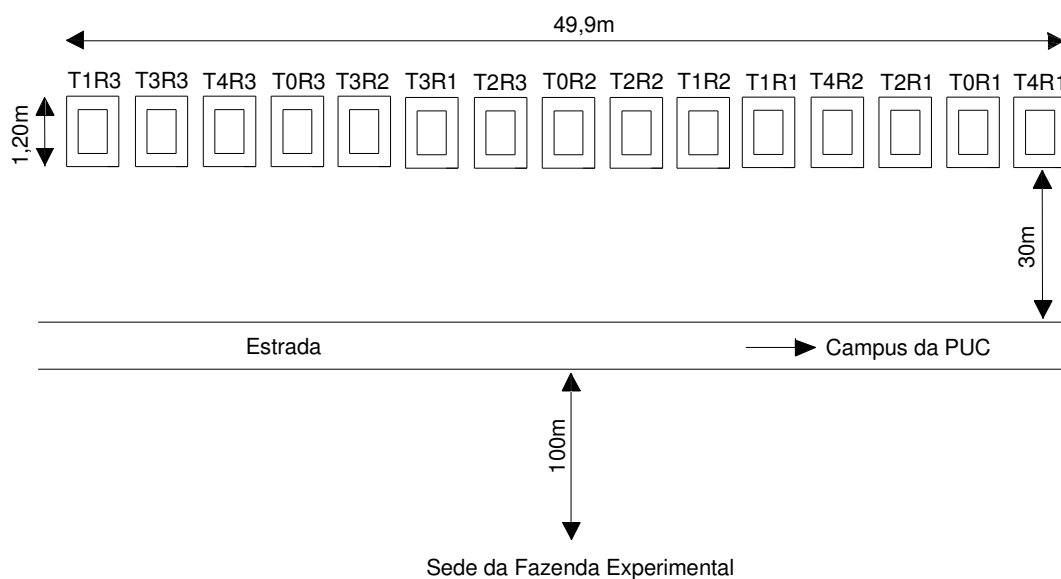


Figura 10 Localização dos tratamentos e repetições na área experimental.

Na Tabela 13 é apresentado a quantidade, em kg ha^{-1} , de DBO, nitrogênio total, nitrato, nitrito, fósforo total, cobre e zinco para os cinco tratamentos estudados, de acordo com as concentrações médias da ARS apresentada na Tabela 11.

Tabela 13 Quantidade total de DBO, nitrogênio total, nitrato, nitrito, fósforo total, cobre e zinco de acordo com os tratamentos com água residuária de suinocultura

Parâmetros	Total aplicado (kg ha^{-1})				
	T0	T1	T2	T3	T4
DBO	0,00	33,55	67,10	100,66	134,21
Nitrogênio total	0,00	40,08	80,16	120,25	160,33
Nitrato	0,00	0,08	0,16	0,24	0,32
Nitrito	0,00	0,10	0,20	0,30	0,40
Fósforo total	0,00	4,61	9,22	13,83	18,44
Cobre	0,00	0,01	0,02	0,03	0,04
Zinco	0,00	0,06	0,12	0,18	0,24

3.6 Análise do escoamento superficial

Durante a simulação da chuva, registrou-se o tempo de início do escoamento superficial em cada parcela e a coleta do material escoado foi realizada em frascos plásticos de 500 mL.

As amostras foram armazenadas em caixa de isopor com gelo durante o deslocamento até o Laboratório de Saneamento Ambiental da Universidade Estadual do Oeste do Paraná - UNIOESTE, *campus* de Cascavel, onde se determinou o volume do escoado, pH, nitrogênio total, nitrato, nitrito e fósforo. As determinações de cobre e zinco foram realizadas no Laboratório Soloanálise Central de Análises de Cascavel, Paraná.

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

3.7 Análise química do solo

Ao final do ciclo da soja foram coletadas amostras de solo de cada uma das parcelas experimentais nas profundidades de 0-20 cm, 20-40 cm e 40-60 cm.

As amostras foram conduzidas ao Laboratório de Química Agrícola e Ambiental da Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, *campus* de Marechal Cândido Rondon e ao Laboratório do Departamento de Recursos Naturais/Ciência do Solo da Universidade Estadual Paulista (UNESP), Botucatu/SP, para determinação de pH, nitrogênio total, nitrato, fósforo, capacidade de troca de cátions, matéria orgânica, cobre e zinco segundo metodologias de RAIJ et al. (2001), EMBRAPA (1997) e IAPAR (1992).

3.8 Delineamento estatístico

Considerando-se que nas análises estatísticas referentes ao escoamento superficial houve cinco tratamentos (taxas de aplicação de ARS),

três repetições por tratamento e seis coletas de dados ao longo do tempo (momentos), o delineamento estatístico consistiu de um bifatorial no delineamento inteiramente casualizado com parcelas subdivididas com n repetições. O fato das coletas terem sido realizadas ao longo do tempo implicou na realização de uma análise longitudinal através do tempo, de acordo com metodologia proposta por SINGER & ANDRADE (1986).

O delineamento estatístico referente ao nitrogênio total e ao nitrato do solo consistiu de um delineamento inteiramente casualizado com cinco tratamentos e três repetições, uma vez que a coleta do solo foi realizada na profundidade de 0 a 60 centímetros. O delineamento estatístico do pH, matéria orgânica, CTC, fósforo, cobre e zinco consistiu de um fatorial 5×3 (cinco tratamentos - taxas de aplicação de ARS - e três profundidades amostradas).

Antes de realizar a análise de variância (ANOVA), fez-se análise descritiva dos dados e verificou-se a normalidade dos erros. Para os parâmetros que não apresentaram distribuição normal dos erros utilizou-se a transformação de Box Cox. As médias obtidas foram comparadas pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. Utilizou-se o programa MINITAB (versão 14) e o SISVAR.

3.9 Análise longitudinal de dados

A metodologia utilizada para a realização da análise longitudinal dos dados através do tempo foi a de SINGER & ANDRADE (1986).

Na Tabela 14 é apresentada a matriz de dados utilizada em estudos de dados coletados através do tempo.

Sendo:

Y_{ijk} : a resposta da j -ésima unidade de investigação submetida ao i -ésimo tratamento sob o k -ésimo momento; $i = 1, 2, 3, 4, 5$ (q); $j = 1, 2, 3$ (n) (balanceado) e $k = 1, 2, 3, 4, 5, 6$ (M).

Tabela 14 Estrutura básica de dados utilizada em estudos com planejamento longitudinal através do tempo

Tratamentos	Unidades de investigação	Momentos			
		M1	M2	...	M _M
T0	1	Y ₀₁₁	Y ₀₁₂	...	Y _{01M}
T0	2	Y ₀₂₁	Y ₀₂₂	...	Y _{02M}
.
.
.
T0	n	Y _{0n1}	Y _{0n2}	...	Y _{0nM}
T1	1	Y ₁₁₁	Y ₁₁₂	...	Y _{11M}
T1	2	Y ₁₂₁	Y ₁₂₂	...	Y _{12M}
.
.
.
T1	n	Y _{1n1}	Y _{1n2}	...	Y _{1nM}
.
.
.
q	1	Y _{q11}	Y _{q12}	...	Y _{q1M}
q	2	Y _{q21}	Y _{q22}	...	Y _{q2M}
.
.
.
q	n	Y _{qn1}	Y _{qn2}	...	Y _{qnM}

M, q e n indicam momento, tratamento e repetições, respectivamente.

3.9.1 Análise de perfis de médias

O principal objetivo da análise de perfis de médias (média de cada tratamento em cada período) é estudar o comportamento da resposta dos tratamentos ao longo dos períodos de avaliação. Embora o interesse esteja nas médias por tratamento e momento, deve-se considerar os parâmetros associados à matriz de covariância correspondente, pois são nelas que se tem informações essenciais sobre os aspectos longitudinais dos dados (correlação entre as observações realizadas na mesma unidade de observação).

As técnicas estatísticas de análise univariada de perfis e análise multivariada de perfis foram utilizadas para a análise de dados longitudinais com a estrutura esquematizada na Tabela 13 através de comparações entre os diversos componentes de perfis médios de resposta $\mu_{ik} = E(Y_{ijk})$, $i = 1, 2, 3, 4, 5$ (q); $j = 1, 2, 3$ (n) (balanceado) e $k = 1, 2, 3, 4, 5, 6$ (M), considerando modelos

restritos e gerais, respectivamente, para representar a estrutura geral da matriz de covariância das observações.

3.9.1.1 Análise univariada de perfis de médias através de modelos mistos

O modelo misto univariado foi utilizado para representar cada uma das observações Y_{ijk} . Nestes modelos, tratamentos e momentos de coleta de dados são considerados como dois fatores fixos completamente cruzados e as unidades de investigação como fator aleatório hierárquico dentro dos tratamentos. Assim, pode-se escrever:

$$Y_{ijk} = \mu + \alpha_i + \pi_{j(i)} + \beta_k + \alpha\beta_{ik} + \delta_{j(i)k} + e_{ijk}$$

Sendo, $i = 1, 2, 3, 4, 5$ (q); $j = 1, 2, 3$ (n) e $k = 1, 2, 3, 4, 5, 6$ (M).

Em que,

- Y_{ijk} : é a resposta da j -ésima unidade de investigação submetida ao i -ésimo tratamento sob o k -ésimo momento; $i = 1, 2, 3, 4, 5$ (q); $j = 1, 2, 3$ (n) e $k = 1, 2, 3, 4, 5, 6$ (M);
- μ : média geral;
- α_i : efeito do i -ésimo tratamento;
- β_k : efeito do k -ésimo momento de coleta de dados;
- $\alpha\beta_{ik}$: efeito da interação entre o i -ésimo tratamento e o k -ésimo momento;
- $\pi_{j(i)}$: efeito aleatório da j -ésima unidade de investigação, dentro do i -ésimo tratamento;
- $\delta_{j(i)k}$: efeito da interação entre o k -ésimo momento e a j -ésima unidade de investigação, dentro do i -ésimo tratamento;
- e_{ijk} : erro aleatório;
- nq : número total de unidades de investigação.

Com as seguintes restrições:

$$\sum_{i=1}^q \alpha_i = 0; \quad \sum_{k=1}^M \beta_k = 0; \quad \sum_{k=1}^M \alpha\beta_{ik} = 0, \text{ para todo } i; \quad \sum_{i=1}^q \alpha\beta_{ik} = 0, \text{ para todo } k; \quad \sum_{i=1}^q \pi_{j(i)} = 0 \quad \text{e} \quad \sum_{k=1}^M \delta_{j(i)k} = 0.$$

Com as seguintes suposições:

$\pi_{j(i)} \sim N(0, \sigma_a^2)$, independentes e identicamente distribuídos; $\delta_{j(i)k} \sim N(0, \sigma_b^2)$, independentes e identicamente distribuídos e $e_{ijk} \sim N(0, \sigma_c^2)$ e são independentes entre si. As variâncias σ_a^2 , σ_b^2 e σ_c^2 estão associadas com a variabilidade “entre” unidades de investigação, “dentro” de unidades de investigação e do erro, respectivamente.

Assim,

$$\mu_{ik} = E(Y_{ijk}) = \mu + \alpha_i + \beta_k + \alpha\beta_{ik};$$

$$\text{Var}(Y_{ijk}) = \sigma_a^2 + \sigma_b^2 + \sigma_c^2;$$

e

$$\text{Cov}(Y_{ijk}; Y_{ijk'}) = \sigma_b^2 \text{ para } k \neq k'.$$

Seja:

$Y_{ij} = (Y_{ij1}, Y_{ij2}, \dots, Y_{ijM})^T$ o vetor de respostas correspondentes às observação obtidas do tratamento i da j -ésima unidade de investigação nos M momentos.

A matriz de covariância Σ para todos os vetores respostas pertencente ao mesmo tratamento tem a forma:

$$\Sigma = \text{Var}(Y_{ij}) = \begin{pmatrix} \sigma_a^2 + \sigma_b^2 + \sigma_c^2 & \sigma_b^2 & \cdot & \cdot & \cdot & \sigma_b^2 \\ \sigma_b^2 & \sigma_a^2 + \sigma_b^2 + \sigma_c^2 & \cdot & \cdot & \cdot & \sigma_b^2 \\ \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot \\ \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot \\ \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot \\ \sigma_b^2 & \sigma_b^2 & \cdot & \cdot & \cdot & \sigma_b^2 \sigma_a^2 + \sigma_b^2 + \sigma_c^2 \end{pmatrix}$$

Esta matriz Σ segue um padrão de uniformidade, isto é, a matriz de covariância das observações de cada unidade de investigação tem variância constante e covariância comum.

Relativamente a este modelo, estabeleceu-se as seguintes hipóteses:

H_{0I} : não existe interação entre tratamento e momento;

H_{0T} : não existe efeito tratamento;

H_{0M} : não existe efeito do momento.

Para testar a hipótese H_{0I} , H_{0M} e H_{0T} é apresentada a Tabela 15 de Análise de Variância (ANOVA).

Tabela 15 Estrutura da tabela de análise de variância

Fonte de variação	Graus de liberdade	Soma de quadrados	Quadrado médio	Estatística para o teste
Tratamento (T)	$q - 1$	SQ_1	$QM_1 = SQ_1/(q-1)$	$F_1 = QM_1/QM_2$
Erro (1)	$n - q$	SQ_2	$QM_2 = SQ_2/(n-q)$	
Momento (M)	$M - 1$	SQ_3	$QM_3 = SQ_3/(M-1)$	$F_2 = QM_3/QM_5$
Interação (TxM)	$(q - 1)(M - 1)$	SQ_4	$QM_4 = SQ_4/[(q - 1)(M - 1)]$	$F_3 = QM_4/QM_5$
Erro (2)	$(n - q)(M - 1)$	SQ_5	$QM_5 = SQ_5/[(n - q)(M - 1)]$	
Total	$nM - 1$	SQ_6		

Se os valores de F foram maiores que F_c (ponto crítico segundo a distribuição F-Snedecor), rejeitou-se H_0 .

Sob as respectivas hipóteses nulas associadas e também sob as suposições impostas ao modelo dado, as estatísticas F_1 , F_2 e F_3 seguiram a distribuição exata F-Snedecor centrais com $(q - 1)$ e $(n - q)$; $(M - 1)$ e $(n - q)$ $(M - 1)$; e $(q - 1)(M - 1)$ e $(n - q)(M - 1)$ graus de liberdade, respectivamente.

Quando a hipótese H_{0I} (paralelismo entre os perfis médios de resposta) não foi rejeitada verificou-se as hipóteses H_{0T} e H_{0M} . Neste caso H_{0T} é equivalente à igualdade das respostas médias globais (isto é, considerando-se todos os M momentos) dos q tratamentos. H_{0M} é equivalente à igualdade das respostas médias globais isto é, considerando-se os q tratamentos dos M momentos.

A estratégia básica de análise segundo SINGER & ANDRADE (1986) foi a seguinte:

- 1) Testou-se H_{0I} ;
- 2) Caso H_{0I} tenha sido aceita, testou-se H_{0T} e H_{0M} ;
- 3) Caso H_{0I} tenha sido rejeitada, testou-se a igualdade das respostas médias dos tratamentos para cada um dos M momentos em estudo através de M análises de variância univariada e testou-se a igualdade das respostas médias nos momentos para cada tratamento separadamente.

Segundo VIVALDI (1999), a análise de dados longitudinais no tempo pode ser semelhante aquela de um experimento que tivesse sido planejado com parcelas divididas, considerando os períodos de tempo como os tratamentos de sub-parcelas. Ocorre que a seqüência de tempos M_1, M_2, \dots, M_M não é casualizada e, portanto, não se conhece a estrutura de covariância das observações no tempo. SINGER & ANDRADE (1986) afirmaram que, na prática, em estudos longitudinais não se espera que a estrutura da matriz de covariância Σ siga um padrão de uniformidade, assim a aplicação direta do enfoque proposto não é em geral recomendado para a análise de dados para este tipo de estudo.

Uma solução através de um procedimento de três estágios foi proposto por Greenhouse & Geisser (1959) citados por SINGER & ANDRADE (1986) que recomendaram dividir os graus de liberdade para momento, tratamento x momento e Erro (2) por uma constante ϵ e aplicar o teste F com esses novos valores. Assim, o procedimento adotado foi o seguinte:

- Primeiro estágio:

Utilizou-se o teste exato F liberal ($\epsilon = 1$), ou seja, não se fez nenhuma redução no número de graus de liberdade. No caso do teste não ter sido significativo, “se aceitou” a hipótese nula e o procedimento foi concluído; caso contrário passou-se para o estágio seguinte.

- Segundo estágio:

Se o teste acima foi significativo, utilizou-se o teste exato F conservador ($\epsilon = (p - 1)^{-1}$), o qual utiliza a maior redução no número de graus de liberdade. Esta correção nos graus de liberdade é conhecida como, GG (Greenhouse e Geisser, 1959). No caso do teste ser significativo rejeitou-se a hipótese nula e o procedimento foi concluído; caso contrário passou-se para o terceiro e último estágio.

- Terceiro estágio:

Utilizou-se o teste aproximado F com ϵ estimado da seguinte forma:

$$\hat{\epsilon} = \frac{[tr(P'SP)]^2}{(M - 1)tr(P'SP)^2}$$

em que,

P é a matriz de contrastes ortonormais de ordem $M \times (M-1)$, (isto é, $P'P = I_{M-1}$, sendo I_{M-1} matriz identidade de ordem $M-1$);

S é a matriz de covariância amostral associada a i -ésima subpopulação:

$$S = \frac{1}{(nq - q)} Y^T [I - X(X^T X)^{-1} X^T] Y$$

sendo,

I a matriz identidade $nq \times nq$;

Y a matriz $nq \times M$ de observações que tem a estrutura da Tabela 13;

X a matriz de planejamento ($nM \times q$) de posto $q < nM$ e tem a forma:

$$X = \begin{bmatrix} 1_n & 0 & \dots & 0 \\ 0 & 1_n & \dots & 0 \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ 0 & 0 & \dots & 1_n \end{bmatrix}$$

e $tr(.)$ é o traço de uma matriz.

O estimador ϵ é construído a partir da matriz de covariância amostral e esta correção é conhecida como correção de HF (HUINH & FELDT, 1976).

Em muitas situações somente o primeiro ou no máximo os dois primeiros estágios são suficientes para se testar a hipótese de interesse, isto é, nem sempre é necessário estimar ϵ (utilizado no terceiro estágio).

3.9.1.2 Análise multivariada de perfis

O modelo estatístico utilizado em análise multivariada de perfis foi o mais simples dentre aqueles usualmente usados para análise de dados longitudinais. É parametrizado através das médias das caselas e tem a vantagem de proporcionar uma grande facilidade de interpretação. Difere da análise univariada na estrutura de covariância das observações, pois este não impõe nenhuma restrição na matriz Σ , correspondente às observações realizadas na mesma unidade experimental.

O modelo (linear) estruturado para o vetor de médias pode ser representado por

$$E(Y) = X \beta^*$$

Em que, Y é o vetor $nq \times M$ que tem a estrutura da Tabela 14; X é a matriz de planejamento e tem a forma segundo o planejamento médio de caselas ($Y_{ijk} = \mu_{ik} + e_{ijk}$); β^* é a matriz $q \times M$ de média dos q tratamentos nos M momentos e tem a forma:

$$\beta^* = \begin{bmatrix} \mu_{10} & \mu_{11} & \cdot & \cdot & \cdot & \mu_{1M} \\ \mu_{20} & \mu_{21} & \cdot & \cdot & \cdot & \mu_{2M} \\ \cdot & \cdot & \cdot & & & \\ \mu_{q0} & \mu_{q1} & \cdot & \cdot & \cdot & \mu_{qM} \end{bmatrix} ;$$

Para efeito de inferência, supôs-se que os perfis de resposta $Y_{ij} = (Y_{ij1}, Y_{ij2}, \dots, Y_{ijM})^T$ obedecem as distribuição normais p-variadas e a matriz de covariância correspondente são todas iguais e seguem a forma geral.

Para efetuar os testes de igualdade de tratamentos em todos os momentos (ou alguns) no caso de ter apresentado efeito significativo, assim como para efetuar os testes da igualdade de tratamentos dentro de cada momento no caso de ter interação significativa entre tratamento e momento, utilizou-se a seguinte hipótese linear geral:

$$H_0 : C \beta U = m$$

Por exemplo, para testar a igualdade das médias dos dois primeiros tratamentos no momento M1 utilizou-se as seguintes formas das matrizes C, U e m:

$$C = [1 \quad -1 \quad 0 \quad \dots \quad 0], \text{ matriz de ordem } 1 \times q ;$$

$$U = [1 \quad 0 \quad \dots \quad 0 \quad 0 \quad 0] ', \text{ matriz de ordem } M \times 1 ; \text{ e}$$

$$m = [0], \text{ matriz de ordem } 1 \times 1.$$

Para testar se as médias do Tratamento T0 foram iguais nos M momentos, utilizou-se as seguintes formas das matrizes C, U e m:

$$C = [1 \quad 0 \quad 0 \quad \dots \quad 0], \text{ matriz de ordem } 1 \times M ;$$

$$m = [0 \quad 0 \quad 0 \quad 0 \quad 0], \text{ matriz de ordem } 1 \times q ;$$

$$U = \begin{bmatrix} 1 & 1 & \dots & .1 \\ -1 & 0 & \dots & 0 \\ 0 & \dots & -1 & \dots & 0 \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ 0 & 0 & \dots & -1 \end{bmatrix}, \text{ matriz de ordem } M \times q.$$

Esta análise foi utilizada para comparar perfis médios de resposta de todos os tratamentos e momentos do pH escoado, que passou para o terceiro estágio da análise, através da estatística da razão de verossimilhança de Wilks (MARDIA et al., 1989).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Perda de água via escoamento superficial

Os volumes escoados durante as simulações de chuva estão representados na Figura 11. As lâminas aplicadas foram de 79, 112, 91, 81 e 65 mm, respectivamente para a primeira (M1), segunda (M2), terceira (M3), quarta (M4) e quinta (M5) chuva. Durante a sexta coleta (M6), fez-se testes de infiltração em cada uma das parcelas, sendo que os volumes variaram de acordo com o tempo necessário para a estabilização da taxa de infiltração de água no solo. O tempo médio requerido para a estabilização da taxa de infiltração em M6 foi de 129, 107, 134, 110 e 111 minutos, respectivamente para os tratamentos T0, T1, T2, T3 e T4.

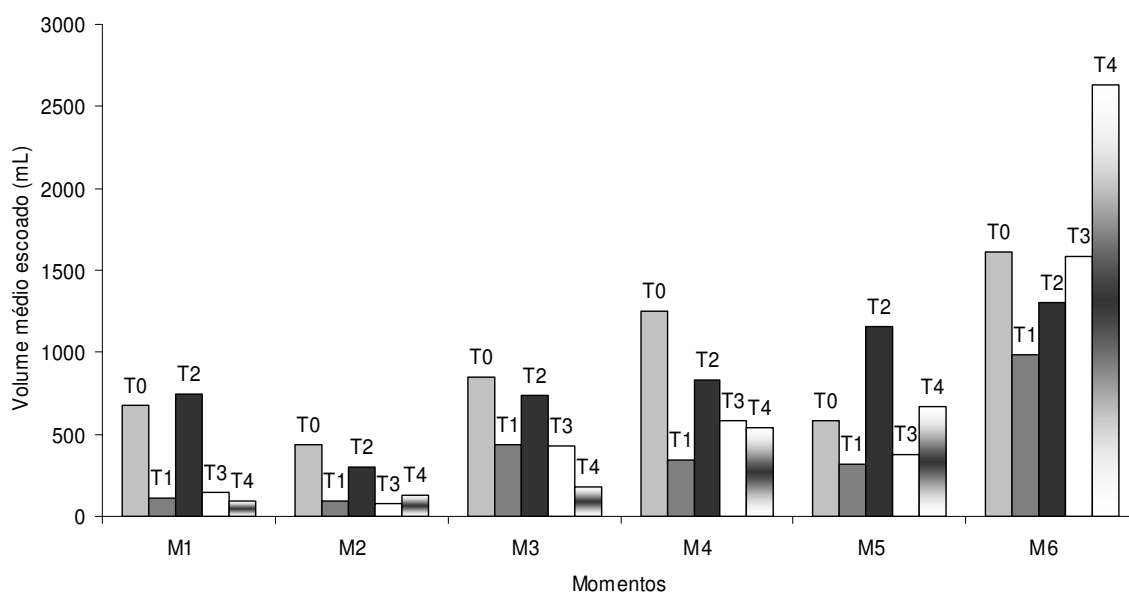


Figura 11 Volumes médios escoados durante as chuvas simuladas.

Pode-se observar na Figura 11 que, de M1 a M5, os maiores volumes escoados ocorrerem para a testemunha (T0) e para a taxa de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de ARS (T2). Em M5, o volume do T4 foi maior do que o volume de T0. Verifica-se

também que o volume escoado do T4 aumentou a partir de M3, o que pode estar relacionado ao selamento superficial dos poros do solo, provocado pelas finas partículas contidas na ARS, uma vez considerado que este tratamento foi o que recebeu a maior taxa de ARS (EDWARDS & DANIEL, 1993; BASSO, 2003). Este selamento pode explicar o comportamento do T4 observado em M6: embora o tempo de simulação para T4 (e conseqüentemente volume de água aplicado) tenha sido menor do que o tempo de simulação para T0 e T3, o volume escoado de T4 foi superior ao destes dois tratamentos.

CHAVES, ORLOWISKI & ROLOFF (1993) explicaram que o impacto das gotas de chuva contribui para a redução da infiltração da água no solo em função da diminuição da rugosidade superficial, o que reduz as chances de empoçamento, e também por causa da formação de uma fina camada adensada na superfície, com condutividade menor do que a do solo subjacente. Essa camada recebe o nome de selo superficial e, depois de seca, torna-se uma crosta, podendo reduzir a permeabilidade do solo em até 90 %. Estes processos podem explicar o observado a partir da segunda chuva simulada (M2), em que, apesar das lâminas aplicadas terem sido inferiores a esta, houve aumento do volume do escoado.

A presença da cultura nas parcelas pode ter influenciado as perdas de água, tanto no que se refere à interceptação da chuva nas folhas da planta como na respectiva necessidade hídrica. No entanto, o fato do volume escoado não ter apresentado um comportamento definido no presente estudo, pode estar relacionado ao curto período de aplicação de ARS na área. Neste sentido, BERWANGER (2006) verificou que nove dias após a aplicação de ARS em Argissolo Vermelho Distrófico Arênico, a quantidade de água escoada representou 12,7; 9,0 e 3,8 % da quantidade precipitada para a área testemunha, área que recebeu taxa de 40 e 80 m³ ha⁻¹ de ARS, respectivamente. De acordo com o autor, este comportamento demonstra que, com a aplicação de ARS, existe maior retenção de água no solo, uma vez que na área do estudo, o histórico de aplicação era de cinco anos. Desse modo, propiciou maiores produções de matéria seca das culturas favorecendo assim, tanto a estruturação do solo quanto a maior quantidade de resíduos na superfície, visto que representam uma barreira física ao escoamento e promovem melhorias na estruturação do solo.

Na Tabela 16 é apresentado o percentual que o volume escoado representa em função do volume precipitado, para cada tratamento, nas cinco simulações de chuva (M1 a M5).

Tabela 16 Percentual representado pelo volume escoado em função do volume precipitado considerando os tratamentos com água residuária de suinocultura e os momentos de coleta

Tratamento	Relação entre volume precipitado e escoado (%)				
	M1	M2	M3	M4	M5
T0	2,28	1,03	2,48	4,12	2,39
T1	0,37	0,22	1,27	1,12	1,29
T2	2,50	0,71	2,16	2,74	4,74
T3	0,50	0,19	1,25	1,93	1,54
T4	0,31	0,30	0,53	1,77	2,74
Chuva simulada (mm)	79,00	112,00	91,00	81,00	65,00
Teor de água médio do solo (%)	15,49	20,91	20,07	22,18	19,54

T0, T1, T2, T3 e T4 = 0, 50, 100, 150 e 200 m³ ha⁻¹ de ARS, respectivamente. M1, M2, M3, M4, M5 e M6 = 48, 62, 76, 91, 104 e 118 DAS, respectivamente.

Pode-se observar na Tabela 16 que, apesar das perdas de água em relação à quantidade precipitada em cada chuva possa parecer baixa, quando extrapolada para uma área maior, por exemplo, um hectare, é possível notar o significado ambiental destas perdas. De acordo com a Tabela 16, o menor volume de escoamento foi de 2,16 m³ ha⁻¹ (para T3, no M2) e o maior, 30,84 m³ ha⁻¹ (para T2, no M5). BERTOL (2005) estabeleceu a mesma relação e constatou que o escoamento superficial originado em decorrência de três chuvas simuladas (de lâminas 24,07 mm, 21,08 mm e 38,96 mm) incidentes em parcelas tratadas com ARS (taxa de aplicação de 60 m³ ha⁻¹) geraram volumes de até 189,47 m³ ha⁻¹. O autor complementou que, tendo como base a área predominante das bacias hidrográficas do Projeto Paraná Biodiversidade (190 ha), as perdas de água, por microbacia, totalizariam 36.000 m³. Para o presente estudo, o menor volume de escoamento na microbacia seria de 410,40 m³ e o maior, 5860,44 m³. Todo este volume de água se acumularia no tributário da microbacia e, associado ao volume, há também os problemas relacionados ao transporte de nutrientes via água de escoamento superficial.

4.2 Análise do pH do material escoado e do solo

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

Tabela 17 Resumo da análise de variância para obtenção dos valores de F do pH para o material escoado em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura durante o desenvolvimento da cultura da soja

Fonte de variação	g.l	QM	Primeiro estágio			Segundo estágio			Terceiro estágio		
			F	Fc	D	g.l	Fc (Box)	D	g.l	Fc (e)	D
Tratamento (T)	4	0,15	1,07	3,48	ns	4	3,48	ns	4	3,48	ns
Erro (1)	10	0,14				10			10		
Momento (M)	5	0,16	5,33	2,71	*	1	4,96	ns	4	2,62	*
Interação (T x M)	20	0,03	1,00	1,79	ns	4	3,48	ns	15	1,93	ns
Erro (2)	50	0,03				10			39		
Total	89										
CV ₁ (%)	5,17										
CV ₂ (%)	2,53										
CV _{geral} (%)	3,33										
Média geral	7,26										

* indica que o valor de F é significativo e "ns" que o valor de F não é significativo ao nível de 5 % de significância. D significa decisão. Fc é o ponto crítico segundo a distribuição F-Snedecor. Fc (Box) é o ponto crítico segundo Box. Fc (e) é o ponto crítico no terceiro estágio com $\epsilon = 0,7718175$. CV = coeficiente de variação.

Na Tabela 17 observa-se que o valor de F foi significativo apenas para o efeito momento no terceiro estágio da análise de variância. Isto implica que o pH do material escoado variou em função dos momentos de coleta e não apresentou diferença significativa com a variação das taxas de aplicação de ARS. Os coeficientes de variação relacionados ao fator tratamento (CV₁), ao fator momento e à interação (CV₂) e o CV_{geral} foram classificados como baixos, uma vez que foram inferiores a 10 %, representando dados homogêneos (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 18 é apresentado o resultado do teste de comparação de médias dos valores de pH no material escoado de acordo com os tratamentos com ARS e os momentos de coleta.

Tabela 18 Resultado do teste de comparação de médias referentes aos valores de pH do material escoado em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura e dos momentos de coleta

Tratamentos	Momentos						Médias
	M1	M2	M3	M4	M5	M6	
T0	7,15	7,34	7,34	7,17	7,15	7,27	7,24 A
T1	6,95	7,24	7,32	7,24	7,18	7,34	7,21 A
T2	7,31	7,26	7,49	7,21	7,21	7,42	7,32 A
T3	7,39	7,34	7,49	7,39	7,34	7,36	7,39 A
T4	6,72	7,27	7,28	7,27	7,04	7,31	7,15 A
Médias	7,10	7,29	7,38	7,26	7,19	7,34	
Valores de F para comparação de médias entre momentos ¹							
	M2	M3	M4	M5	M6		
M1	4,24 ns	9,44 *	3,90 ns	1,76 ns	7,56 *		
M2		3,48 ns	0,19 ns	2,45 ns	0,84 ns		
M3			5,02 *	9,22 *	0,41 ns		
M4				1,86 ns	2,79 ns		
M5					9,66 *		

Letras maiúsculas iguais na coluna não diferem entre si de acordo com o teste multivariado de Wilks ao nível de 5 % de significância. ¹ Para o teste de comparação entre os momentos, se F foi maior que 4,96 significa que as médias são iguais estatisticamente a 5 % de significância. * indica que existe diferença significativa entre as médias e "ns" que não existe diferença significativa entre as médias. T0, T1, T2, T3 e T4 = 0, 50, 100, 150 e 200 m³ ha⁻¹ de ARS, respectivamente. M1, M2, M3, M4, M5 e M6 = 48, 62, 76, 91, 104 e 118 DAS, respectivamente.

Observa-se na Tabela 18 que o pH do material escoado não variou em função dos tratamentos com ARS aplicados às parcelas. O pH médio da água utilizada para a simulação de chuva e o pH da ARS foi de 7,73, considerados adequados de acordo com AYERS & WESTCOT (1991) que afirmaram que as águas de irrigação devem ter pH dentro da faixa de 6,5 a 8,4. A resolução 357/2005 do CONAMA (BRASIL, 2005), estabeleceu o valor de pH de 5,0 a 9,0 para o lançamento de efluentes em corpos receptores. Assim, se considerado que o material de escoamento superficial terá como destino final o corpo receptor, observa-se que o pH do material escoado não representaria risco ambiental para os corpos d'água.

Ainda na Tabela 18, embora alguns momentos tenham apresentado diferença significativa, observa-se que os valores de pH não demonstraram diferença acentuada entre si, estando todos os valores compreendidos no intervalo previsto para o lançamento de efluentes na resolução 357/2005 do CONAMA (BRASIL, 2005).

Na Tabela 19 é apresentado o resumo da análise de variância dos valores médios de pH do extrato aquoso do solo, considerando os tratamentos com ARS aplicados e as profundidades amostradas.

Tabela 19 Resumo da análise de variância para obtenção dos valores de F do pH (CaCl_2) do extrato aquoso do solo em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura e das profundidades amostradas

Fonte de variação	g.l	QM	F	Fc	Decisão
Tratamento (T)	4	0,19	1,72	2,69	ns
Profundidade (P)	2	2,18	19,82	3,32	*
Interação (T x P)	8	0,05	0,45	2,27	ns
Erro	30	0,11			
Total	44				
CV (%)	7,61				
Média geral	4,45				

* indica que o valor de F é significativo e "ns" que o valor de F não é significativo ao nível de 5 % de significância. Fc é o ponto crítico segundo a distribuição F-Snedecor. CV = coeficiente de variação.

Verifica-se pela Tabela 19 que o valor de F não foi significativo para a interação entre os tratamentos e as profundidades amostradas e que também não foi significativo para o fator tratamento, ao nível de 5 % de significância. Desta forma, conforme os valores de F apresentados na Tabela 19, o único fator que apresentou efeito significativo foi a profundidade. O coeficiente de variação indicou homogeneidade dos dados e foi classificado como baixo, uma vez que foi menor do que 10 % (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 20 é apresentado o resultado do teste de comparação de médias do pH do extrato aquoso do solo de acordo com os tratamentos com ARS e as profundidades amostradas.

Tabela 20 Resultado do teste de comparação de médias dos valores de pH (CaCl_2) do extrato aquoso do solo considerando os tratamentos com água residuária de suinocultura e as profundidades amostradas

Tratamentos	Profundidades			Médias
	P1	P2	P3	
T0	4,73	4,24	4,08	4,35 A
T1	5,00	4,58	4,27	4,62 A
T2	4,91	4,49	4,29	4,56 A
T3	5,15	4,22	4,01	4,46 A
T4	4,59	4,13	4,05	4,26 A
Médias	4,88 b	4,33 a	4,14 a	

Letras maiúsculas iguais na coluna e letras minúsculas iguais na linha não diferem entre si de acordo com o Teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. T0, T1, T2, T3 e T4 = 0, 50, 100, 150, 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de ARS, respectivamente. P1, P2, P3 = 0-20, 20-40, 40-60 cm, respectivamente.

De acordo com a Tabela 20 não foi observado diferença estatística entre os tratamentos com ARS para os valores de pH do extrato aquoso do solo. Neste sentido, CERETTA et al. (2003) afirmaram que a possibilidade de alteração no pH do extrato aquoso do solo com a aplicação de ARS é mínima e observaram que o pH praticamente não sofreu alteração quando da aplicação de duas taxas de ARS (20 e 40 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) em solo de pastagem. Entretanto, no estudo de PEREIRA (2006), que comparou uma testemunha com parcelas que receberam ARS bruta e tratada em diferentes sistemas (lagoas e tanque de decantação), observou-se variação do pH do solo para os tratamentos que receberam a ARS e os valores de pH variaram de 4,2 a 5,4. De acordo com o autor, este fato foi relacionado ao elevado valor do pH do efluente aplicado ao solo (7,0 a 8,1).

Ainda de acordo com a Tabela 20 nota-se que o pH do extrato aquoso do solo foi maior para P1 (0-20 cm) do que para P2 (20-40 cm) e P3 (40-60 cm) que por sua vez, não diferiram estatisticamente entre si ao nível de 5 % de significância. TOMÉ JR. (1997) classificou os solos com pH igual ou menor que 4,3 em acidez muito alta, como é caso do pH da profundidade P3. O pH das profundidades P1 e P2, segundo o autor, é classificado como acidez alta, uma vez que estão compreendidos no intervalo de 4,31 a 5,0. LOPES (1998) explicou que a acidez geralmente aumenta com a profundidade do solo. Isto pode ocorrer porque quando se faz calagem do solo, não se procede o

revolvimento, em função da prática do plantio direto, fazendo com que a camada mais superficial apresente pH mais elevado conforme pode-se observar na Tabela 20. Verifica-se ainda que, segundo MALAVOLTA, PIMENTEL GOMES & ALCARDE (2002), os valores de pH não se enquadraram na faixa ideal tida como 6,0 e 6,5. Entretanto, este comportamento não pode ser diretamente relacionado à aplicação de ARS no solo, uma vez que o pH das parcelas testemunha e do solo quando da caracterização inicial (Tabela 8), também apresentaram valores inferiores a 6,0.

Observa-se na Tabela 8 que o pH da camada de 0-20 cm antes da implantação do experimento era de 5,28 e que, ao final do ciclo da cultura variou entre 4,59 e 5,15. LOPES (1998) afirmou que várias leguminosas liberam íons de hidrogênio na sua rizosfera quando estão fixando ativamente o nitrogênio atmosférico, o que pode explicar a diminuição do pH do solo ao final do experimento, quando comparado com a caracterização inicial. Ainda de acordo com o autor, no processo de nitrificação há a conversão do íon amônio a nitrato e íons hidrogênio são liberados promovendo a acidificação do solo. O mesmo ocorre quando da decomposição da matéria orgânica: o primeiro produto com nitrogênio é o amônio que, quando convertido a nitrato, libera íons hidrogênio no meio.

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

Na Tabela 21 é apresentado o resumo da análise de variância da matéria orgânica no solo em função dos tratamentos com ARS e das profundidades amostradas. Verifica-se que o valor de F foi significativo para a profundidade e não foi significativo para o efeito tratamento e interação entre as profundidades amostradas e os tratamentos com ARS. O coeficiente de variação foi classificado como médio e indicou homogeneidade média dos dados, uma vez que se apresentou no intervalo de 10 a 20 % (PIMENTEL GOMES, 2000).

Tabela 21 Resumo da análise de variância para obtenção dos valores de F da concentração de matéria orgânica (g dm^{-3}) no solo considerando os tratamentos com água residuária de suinocultura e as profundidades amostradas

Fonte de variação	g.l	QM	F	Fc	Decisão
Tratamento (T)	4	8133,44	0,54	2,69	ns
Profundidade (P)	2	617703,25	40,82	3,32	*
Interação (T x P)	8	6330,77	0,42	2,27	ns
Erro	30	15132,20			
Total	44				
CV (%)	11,81				
Média geral	32,93				

* indica que o valor de F é significativo e "ns" que o valor de F não é significativo ao nível de 5 % de significância. Fc é o ponto crítico segundo a distribuição F-Snedecor. CV = coeficiente de variação.

Na Tabela 22 é apresentado o resultado do teste de comparação de médias das concentrações de matéria orgânica do solo de acordo com os tratamentos com ARS e as profundidades amostradas.

Tabela 22 Resultado do teste de comparação de médias da concentração de matéria orgânica (g dm^{-3}) no solo em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura e das profundidades amostradas

Tratamentos	Profundidades			Médias
	P1	P2	P3	
T0	40,10	33,26	27,34	33,57 A
T1	38,50	33,95	23,47	31,97 A
T2	38,05	36,00	28,25	34,10 A
T3	37,59	33,95	24,38	31,97 A
T4	39,64	32,58	26,89	33,04 A
Médias	38,78 c	33,95 b	26,07 a	

Letras maiúsculas iguais na coluna e letras minúsculas iguais na linha não diferem entre si de acordo com o Teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. T0, T1, T2, T3 e T4 = 0, 50, 100, 150, 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de ARS, respectivamente. P1, P2, P3 = 0-20, 20-40, 40-60 cm, respectivamente.

De acordo com a Tabela 22, o teor de matéria orgânica variou em função da profundidade, o que para TOMÉ JR. (1997) e MALAVOLTA, PIMENTEL GOMES & ALCARDE (2002) é um comportamento muito comum. BERTOL (2005) também aplicou ARS no solo e não observou incrementos de

matéria orgânica em função dos tratamentos (testemunha, adubação química e $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de ARS). O autor citou o trabalho de Scherer et al. (1984) que demonstrou o mesmo comportamento, o qual foi atribuído a baixas porcentagens de matéria seca presente no dejetto, afetando pouco o teor de carbono no solo, uma vez que grande parte deste é perdido sob a forma de CO_2 .

Verifica-se na Tabela 22 que o teor de matéria orgânica diminuiu com a profundidade, ou seja, a concentração apresentada na profundidade P1 (0-20 cm) foi maior e apresentou diferença significativa em relação às demais. A profundidade P3 (40-60 cm) apresentou menor média e mostrou-se diferente estatisticamente das profundidades P1 e P2. O fato da profundidade P1 ter apresentado maior teor de matéria orgânica pode estar relacionado ao maior acúmulo de resíduo vegetal nesta camada. Como já observado nas Tabelas 11 e 13, a concentração média de DBO presente na ARS aplicada foi de $671,04 \text{ mg L}^{-1}$, o que resultou na adição de 33,55; 67,10; 100,66 e $134,21 \text{ kg ha}^{-1}$ nos tratamentos T1, T2, T3 e T4, respectivamente, não implicando em diferença significativa entre tratamentos da quantidade de matéria orgânica presente no solo.

TOMÉ JR. (1997) classificou os teores de matéria orgânica apresentados nas três profundidades estudadas como altos, uma vez que foram superiores a 25 g dm^{-3} e afirmou que a partir desta classificação, pode-se inferir que este solo apresenta elevada capacidade de troca de cátions total (CTC), o que significa maior capacidade de retenção de cátions no solo. Representa também maior resistência à variação do pH (maior poder tampão), maior complexação de metais e como conseqüências, pode-se esperar menor toxidez por Al trocável, menor insolubilização de micronutrientes em pH elevado e maior disponibilidade de fósforo.

Na Tabela 23 é apresentado o resumo da análise de variância da CTC em função dos tratamentos com ARS e das profundidades amostradas. Nota-se que os valores de F foram significativos para o efeito tratamento e profundidade ao nível de 5 % de significância. Entretanto, não se verificou efeito significativo da interação entre estes dois fatores. O coeficiente de variação foi classificado como médio, estando no intervalo de 10 a 20 %, o que

indica que os dados apresentam homogeneidade média (PIMENTEL GOMES, 2000).

Tabela 23 Resumo da análise de variância para obtenção dos valores de F referentes à CTC (cmolc dm^{-3}) do solo em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura e das profundidades

Fonte de variação	g.l	QM	F	Fc	Decisão
Tratamento (T)	4	116,13	3,52	2,69	*
Profundidade (P)	2	137,65	4,17	3,32	*
Interação (T x P)	8	23,80	0,72	2,27	ns
Erro	30	33,07			
Total	44				
CV (%)	13,53				
Média geral	13,42				

* indica que o valor de F é significativo e "ns" que o valor de F não é significativo ao nível de 5 % de significância. Fc é o ponto crítico segundo a distribuição F-Snedecor. CV = coeficiente de variação.

Na Tabela 24 são apresentadas as médias da CTC do solo por tratamento em função das profundidades amostradas e o resultado do teste de comparação de médias.

Tabela 24 Resultado do teste de comparação de médias referentes à CTC (cmolc dm^{-3}) do solo de acordo com os tratamentos com água residuária de suinocultura e as profundidades amostradas

Tratamentos	Profundidades			Médias
	P1	P2	P3	
T0	13,87	15,59	15,80	15,09 B
T1	13,43	15,34	13,27	14,01 AB
T2	12,40	12,65	11,54	12,20 A
T3	11,34	13,49	13,64	12,82 AB
T4	10,95	14,40	13,68	13,01 AB
Médias	12,40 a	14,29 b	13,59 ab	

Letras maiúsculas iguais na coluna e letras minúsculas iguais na linha não diferem entre si de acordo com o Teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. T0, T1, T2, T3 e T4 = 0, 50, 100, 150, 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de ARS, respectivamente. P1, P2, P3 = 0-20, 20-40, 40-60 cm, respectivamente.

Observa-se na Tabela 24 que o T2 foi o tratamento que apresentou menor CTC, sem diferir estatisticamente (ao nível de 5 % de significância) do T1, T3 e T4. A testemunha (T0), que diferiu estatisticamente apenas de T2, apresentou maior CTC. As camadas mais profundas, P2 (20-40 cm) e P3 (40-60 cm) foram as que apresentaram maior CTC. A P1 não diferiu estatisticamente (ao nível de 5 % de significância) da P3 e foi a camada que apresentou menor CTC.

4.4 Análise do nitrogênio total, nitrato e nitrito no escoamento superficial e comportamento no solo

Na Tabela 25 é apresentado o resumo da análise de variância da concentração de nitrogênio total no material escoado em função dos tratamentos com ARS durante o desenvolvimento da cultura da soja.

Tabela 25 Resumo da análise de variância para obtenção dos valores de F da concentração de nitrogênio total (mg L^{-1}) no material escoado em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura durante o desenvolvimento da cultura da soja

Fonte de variação	g.l	QM	Primeiro estágio		
			F	Fc	Decisão
Tratamento (T)	4	1,54	5,31	3,48	*
Erro (1)	10	0,29			
Momento (M)	5	0,35	1,15	2,71	ns
Interação (T x M)	20	0,40	1,30	1,79	ns
Erro (2)	50	0,31			
Total	89				
CV ₁ (%)	29,89				
CV ₂ (%)	30,70				
CV _{geral} (%)	34,40				
Média geral	3,62				

* indica que o valor de F é significativo e “ns” que não é significativo ao nível de 5 % de significância. Fc é o ponto crítico segundo a distribuição F-Snedecor. CV = coeficiente de variação. Utilizou-se transformação de Box Cox ($\lambda = 0,250143$).

Verifica-se na Tabela 25 que os valores de F para o efeito da interação tratamento x momento e para o efeito momento não foram significativos ao

nível de 5 % de significância. Isto significa que o efeito tratamento não está associado ao efeito momento e que os momentos de coleta não apresentaram diferença significativa no que se refere à concentração de nitrogênio total no material escoado. Pode-se observar ainda que o valor de F foi significativo para o efeito tratamento. O coeficiente de variação CV_1 (relacionado ao fator tratamento) foi classificado como alto por estar compreendido no intervalo de 20 a 30 %, enquanto que CV_2 (relacionado ao fator momento e à interação) e CV_{geral} foram classificados como muito altos por serem superiores a 30 %, o que indica que os dados são pouco homogêneos e heterogêneos, respectivamente (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 26 é apresentado o resultado do teste de comparação de médias da concentração de nitrogênio total no material escoado de acordo com os tratamentos com ARS e os momentos de coleta.

Tabela 26 Resultado do teste de comparação de médias da concentração de nitrogênio total (mg L^{-1}) no material escoado considerando os tratamentos com água residuária de suinocultura e os momentos de coleta

Tratamentos	Momentos						Médias
	M1	M2	M3	M4	M5	M6	
T0	0,93	1,03	3,11	3,05	2,59	1,87	2,10 A
T1	5,17	2,77	2,83	3,23	4,37	3,01	3,56 AB
T2	5,78	5,02	2,72	2,62	3,48	2,31	3,66 AB
T3	3,06	2,75	2,60	4,28	3,93	2,51	3,19 A
T4	4,71	5,86	11,43	4,71	4,22	2,71	5,61 B
Médias	3,93 a	3,49 a	4,54 a	3,58 a	3,72 a	2,48 a	

As médias apresentadas são as obtidas das observações originais seguidas das letras obtidas na comparação de médias com a transformação Box Cox ($\lambda = 0,250143$). Letras maiúsculas iguais na coluna e letras minúsculas iguais na linha não diferem entre si de acordo com o Teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. T0, T1, T2, T3 e T4 = 0, 50, 100, 150 e 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de ARS, respectivamente. M1, M2, M3, M4, M5 e M6 = 48, 62, 76, 91, 104 e 118 DAS, respectivamente.

Observa-se na Tabela 26 que, pelo teste de Tukey, T0 e T3 apresentaram as menores concentrações de nitrogênio total no escoado e não diferiram entre si, porém diferiram estatisticamente, ao nível de 5 % de significância, de T4 que, por sua vez, não diferiu de T1 e T2.

Neste sentido, Young & Mutchler (1976) e Steenhuis et al. (1981) citados por DOBLINSKI (2006) afirmaram que o escoamento superficial em áreas tratadas com ARS pode conter quantidades significativas de nitrogênio e estudos têm verificado altas perdas, totalizando 25 a 50 % das perdas totais de nitrogênio aplicado via ARS após chuvas pesadas e sucessivas. No presente experimento, as perdas acumuladas (de M1 a M6), em termos de concentração, foram de 1,42 %, 0,73 %, 0,42 % e 0,60 % da quantidade de nitrogênio total aplicada para T1, T2, T3 e T4, respectivamente. Este comportamento condiz com o que observou BASSO (2003), em que, com o aumento das doses de ARS aplicadas na cultura do nabo forrageiro, as porcentagens de perdas de nitrogênio diminuíram.

Vale destacar que a análise da água utilizada para a simulação de chuva apresentou concentração de $0,45 \text{ mg L}^{-1}$ de nitrogênio total. Isto significa que realmente houve transporte deste elemento via escoamento superficial, uma vez que as perdas apresentadas na Tabela 26 foram maiores que este valor. Considerando que a concentração média de nitrogênio total da ARS aplicada ao solo foi de $801,67 \text{ mg L}^{-1}$ e que o total aplicado foi de 40,08; 80,16; 120,25 e $160,33 \text{ kg ha}^{-1}$ para o T1, T2, T3 e T4, respectivamente, verifica-se que as perdas via escoamento superficial foram relativamente pequenas, mas não significa que não sejam capazes de causar impactos aos corpos receptores.

A resolução 357/2005 do CONAMA (BRASIL, 2005) prevê, como padrão de qualidade da água, que a concentração de nitrogênio total não deve ultrapassar $1,27 \text{ mg L}^{-1}$ para ambientes lênticos (água parada) e $2,18 \text{ mg L}^{-1}$ para ambientes lóticos (águas continentais moventes), para águas doces de classes 1 e 2, quando o nitrogênio for fator limitante para a eutrofização. Assim, observa-se na Tabela 26 que as concentrações médias de nitrogênio escoadas para todos os tratamentos ficaram acima do limite estabelecido para ambientes lênticos na resolução. Para ambientes lóticos, apenas a concentração média apresentada na água de escoamento das parcelas testemunhas atenderam a referida resolução. Desta forma, dependendo da concentração de nitrogênio total e da vazão do corpo d'água que receberá este material de escoamento superficial, as concentrações apresentadas na Tabela 26 podem exercer influência na qualidade da água.

Na Tabela 27 é apresentado o resumo da análise de variância do nitrogênio total no solo em função dos tratamentos com ARS.

Tabela 27 Resumo da análise de variância para obtenção dos valores de F da concentração de nitrogênio total no solo (mg dm^{-3}) considerando os tratamentos com água residuária de suinocultura

Fonte de variação	g.l	QM	F	Fc	Decisão
Tratamento (T)	4	51676,23	0,59	3,48	ns
Erro	10	86816,80			
Total	14				
CV (%)	10,43				
Média geral	2824,07				

* indica que o valor de F é significativo e “ns” que o valor de F não é significativo ao nível de 5 % de significância. Fc é o ponto crítico segundo a distribuição F-Snedecor. CV = coeficiente de variação.

Pode-se observar pela análise de variância apresentada na Tabela 27 que o valor de F não foi significativo para o efeito tratamento ao nível de 5 % de significância. Observa-se que o coeficiente de variação indicou homogeneidade média dos dados por estar compreendido no intervalo de 10 a 20 % (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 28 são apresentadas as concentrações de nitrogênio total no perfil do solo (0-60 cm) de acordo com os tratamentos com ARS.

Tabela 28 Médias da concentração de nitrogênio total (mg dm^{-3}) no perfil do solo (0-60 cm) em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura

Tratamentos	Médias
T0	2727,20 A
T1	2674,00 A
T2	2885,87 A
T3	2827,07 A
T4	3006,27 A

Letras maiúsculas iguais na coluna não diferem entre si de acordo com o Teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. T0, T1, T2, T3 e T4 = 0, 50, 100, 150, 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de ARS, respectivamente.

Os tratamentos não apresentaram diferença significativa ao nível de 5 % de significância, entretanto, observa-se que houve incremento de nitrogênio total no solo para todos os tratamentos, se comparados os valores apresentados na Tabela 28 com a caracterização inicial do solo (concentração média de 1340 mg dm^{-3}). Este comportamento pode ser atribuído à atividade de fixação de nitrogênio pela cultura da soja.

O fato dos tratamentos não ter apresentado diferença significativa entre si, pode estar relacionado ao efeito das temperaturas elevadas características do período de desenvolvimento do experimento (verão), em que a volatilização da amônia pode ter sido favorecida. Sobre este aspecto, MELLO et al. (1983) destacaram que a temperatura influencia a quantidade de nitrogênio no solo, pois quando há aumento na temperatura anual tem-se um decréscimo na concentração deste elemento no solo. CAOVIALLA et al. (2005) explicaram que temperaturas elevadas diminuem a solubilidade da amônia e aumentam a difusão, favorecendo a volatilização.

Na Tabela 29 é apresentado o resumo da análise de variância da concentração de nitrato no material escoado, levando em consideração os tratamentos com ARS aplicados durante o desenvolvimento da cultura da soja. Verifica-se que o resultado do segundo estágio da análise de variância coincide com o primeiro estágio e que os valores de F não foram significativos ao nível de 5 % de significância para o efeito tratamento e para a interação tratamento x momento no que se refere às concentrações de nitrato no material escoado. O valor de F foi significativo apenas para o fator momento. Os coeficientes de variação (CV_1 , relacionado ao efeito tratamento e CV_2 referente ao efeito momento e à interação) foram classificados como altos, uma vez que estão compreendidos no intervalo de 20 a 30 %, indicando dados com pouca homogeneidade. O coeficiente de variação geral foi classificado como muito alto por ser superior a 30 %, o que indica que os dados são heterogêneos (PIMENTEL GOMES, 2000).

Tabela 29 Resumo da análise de variância para obtenção dos valores de F da concentração de nitrato (mg L^{-1}) no material escoado em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura durante o desenvolvimento da cultura da soja

Fonte de variação	g.l	QM	Primeiro estágio			Segundo estágio		
			F	Fc	Decisão	g.l	Fc (Box)	Decisão
Tratamento (T)	4	0,07	1,40	3,48	ns	4	3,48	ns
Erro (1)	10	0,05				10		
Momento (M)	5	1,04	20,8	2,71	*	1	4,96	*
Interação (T x M)	20	0,05	1,00	1,79	ns	4	3,48	ns
Erro (2)	50	0,05				10		
Total	89							
CV ₁ (%)	22,70							
CV ₂ (%)	23,18							
CV _{geral} (%)	33,67							
Média geral	1,39							

* indica que o valor de F é significativo e “ns” que o valor F não é significativo ao nível de 5 % de significância. Fc é o ponto crítico segundo a distribuição F-Snedecor. Fc (Box) é o ponto crítico segundo Box. CV = coeficiente de variação. Utilizou-se transformação de Box Cox ($\lambda = 0,263594$).

Na Tabela 30 é apresentado o resultado do teste de comparação de médias das concentrações de nitrato no material escoado de acordo com os tratamentos com ARS e os momentos de coleta.

Tabela 30 Resultado do teste de comparação de médias da concentração de nitrato (mg L^{-1}) no material escoado em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura e dos momentos de coleta

Tratamentos	Momentos						Médias
	M1	M2	M3	M4	M5	M6	
T0	0,64	0,74	1,50	1,43	1,12	0,10	0,92 A
T1	0,58	0,40	2,01	1,38	2,32	0,15	1,14 A
T2	1,34	0,82	4,17	1,80	2,94	0,14	1,87 A
T3	0,31	0,56	1,96	0,95	3,55	0,14	1,24 A
T4	0,28	0,49	5,43	2,14	2,14	0,28	1,79 A
Médias	0,63 ab	0,60 ab	3,01 d	1,54 bc	2,41cd	0,16 a	

As médias apresentados são as obtidos das observações originais seguidas das letras obtidas na comparação de médias com a transformação Box Cox ($\lambda = 0,263594$). Letras maiúsculas iguais na coluna e letras minúsculas iguais na linha não diferem entre si de acordo com o Teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. T0, T1, T2, T3 e T4 = 0, 50, 100, 150 e 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de ARS, respectivamente. M1, M2, M3, M4, M5 e M6 = 48, 62, 76, 91, 104 e 118 DAS, respectivamente.

Observa-se na Tabela 30, que os momentos de coleta que apresentaram as maiores concentrações de nitrato na água de escoamento foram o M3 e o M5 (que foram iguais estatisticamente entre si), enquanto que as menores concentrações foram observadas nas duas primeiras coletas (M1 e M2) e na última (M6), que não diferiram entre si ao nível de 5 % de significância. Tal comportamento pode estar relacionado ao processo de adaptação dos microrganismos responsáveis pelo processo de nitrificação da ARS (BASSO, 2003). Caso tivesse sido analisada a concentração de nitrogênio amoniacal na água de escoamento, possivelmente ela seria maior para o M1 e o M2, pois este parâmetro indica o início do ciclo de conversão da matéria orgânica a nitrato (CARDOSO, 1992).

Outros autores observaram que a concentração de nitrato passou a prevalecer sobre a concentração de nitrogênio amoniacal somente a partir de 21-35 dias (PAUL & ZEBARTH, 1997) e 29 dias (BASSO, 2003) da aplicação de água residuária no solo. Como a concentração de nitrato no material escoado se relaciona à concentração no solo, GIANELLO, BISSANI & TEDESCO (1995) destacaram que o tempo necessário para que o nitrato prevaleça sobre o nitrogênio amoniacal depende do pH do solo, do suprimento de oxigênio, da temperatura, da umidade e da quantidade de nitrogênio amoniacal presente. A baixa concentração de nitrato verificada no M6 pode estar associada ao acúmulo de nitrogênio aplicado via ARS no decorrer do ciclo da cultura e, conseqüentemente, uma demanda maior de tempo para que ocorresse a nitrificação e a nitratação e também, porque a coleta em M6 teve os tempos de simulação variáveis em função da estabilização da taxa de infiltração de água no solo. A diferença dos volumes aplicados e, conseqüentemente escoados, pode estar associada a esta menor concentração em M6.

Verifica-se que, com relação aos tratamentos, todos se enquadraram nos padrões de qualidade da água fixados pela Resolução 357/2005 do CONAMA (BRASIL, 2005), que considera como nível máximo de nitrato permitido em rios de classe 1 e 2, 10 mg L^{-1} . Destaca-se que o efeito destas concentrações para a qualidade da água depende da vazão do curso d'água e da sua concentração de nitrato. Na ARS a concentração média de nitrato foi de $1,52 \text{ mg L}^{-1}$ e, observa-se na Tabela 30, que o T2 e o T4, por exemplo,

apresentaram concentrações superiores a esta no material escoado, o que evidencia as transformações do nitrogênio aplicado no solo e o seu arraste via escoamento superficial na forma de nitrato.

Na Tabela 31 é apresentado o resumo da análise de variância do nitrato no solo em função dos tratamentos com ARS aplicados às parcelas.

Tabela 31 Resumo da análise de variância para obtenção dos valores de F da concentração de nitrato (mg dm^{-3}) no perfil do solo (0-60 cm) considerando os tratamentos com água residuária de suinocultura

Fonte de variação	g.l	QM	F	Fc	Decisão
Tratamento (T)	4	64,38	5,15	3,48	*
Erro	10	12,51			
Total	14				
CV (%)	13,25				
Média geral	26,69				

* indica que o valor de F é significativo e “ns” que o valor F não é significativo ao nível de 5 % de significância. Fc é o ponto crítico segundo a distribuição F-Snedecor. CV = coeficiente de variação.

Observa-se pela Tabela 31 que o valor de F foi significativo ao nível de 5 % de significância para o fator tratamento e que o coeficiente de variação indicou homogeneidade média dos dados por estar compreendido entre 10 e 20 %, de acordo com PIMENTEL GOMES (2000).

Na Tabela 32 é apresentado o resultado do teste de comparação de médias referente à concentração de nitrato no solo em função dos tratamentos com ARS.

Tabela 32 Resultado do teste de comparação de médias da concentração de nitrato no solo (mg dm^{-3}) de acordo com os tratamentos com ARS

Tratamentos	Médias
T0	22,16 A
T1	26,58 AB
T2	22,44 A
T3	29,18 AB
T4	33,09 B

Letras iguais correspondem a médias iguais de acordo com o Teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. T0, T1, T2, T3 e T4 = 0, 50, 100, 150, 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de ARS, respectivamente.

Observa-se na Tabela 32 que os tratamentos T1, T3 e T4 não diferiram entre si ao nível de 5 % de significância e foram os que apresentaram maiores concentrações de nitrato no perfil do solo. Se observados os volumes escoados (apresentados na Figura 11), pode-se constatar que estes tratamentos tenderam a apresentar menor escoamento durante as chuvas simuladas. Isto implica, portanto, que a infiltração foi maior que a dos tratamentos T0 e T2. BASSO (2003) explicou que se houver movimentação de água no perfil do solo, pode haver lixiviação de nitrato, visto que este processo depende da concentração deste íon na solução do solo e do movimento de água no perfil. GUADAGNIN et al. (2005) complementaram afirmando que a semeadura direta também contribui para a movimentação do nitrato no perfil, uma vez que propicia melhor estrutura do solo com canais mais bem definidos e contínuos, reduz a evaporação (mantém a umidade do solo), resultando em maior infiltração de água e, conseqüentemente, maior lixiviação de íons.

HEATHWAITE, SHARPLEY & GBUREK (2000) destacaram que o nitrato, em função de sua baixa reatividade, é pouco retido pela matriz do solo e que a retenção pode ser ainda menor quando da prática da semeadura direta, porque a mesma concentra nutrientes nas camadas superiores do solo e as perdas de nitrato tendem a aumentar com o aumento dos seus teores nesta camada. Outro fato, de acordo com os autores, é que a semeadura direta induz a uma maior infiltração de água no solo, porque melhora a porosidade do solo e a cobertura diminui a velocidade da enxurrada, dando assim, oportunidade para que a água que conduz o nitrato tenha mais tempo para infiltrar.

Observa-se também que a concentração média de nitrato aplicado via ARS foi de $1,52 \text{ mg L}^{-1}$ (conforme Tabela 11) e que as perdas via escoamento superficial variaram de $0,92$ a $1,87 \text{ mg L}^{-1}$ em função dos tratamentos aplicados. Desta forma, era esperada a variação do nitrato no solo em decorrência da aplicação das maiores dosagens de ARS.

Na Tabela 33 é apresentado o resumo da análise de variância do nitrato no material escoado em função dos tratamentos com ARS durante o desenvolvimento da cultura da soja.

Tabela 33 Resumo da análise de variância para obtenção dos valores de F da concentração de nitrito (mg L^{-1}) no material escoado em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura durante o desenvolvimento da cultura da soja

Fonte de variação	g.l	QM	Primeiro estágio			Segundo estágio		
			F	Fc	D	g.l	Fc (Box)	D
Tratamento (T)	4	0,58	2,00	3,48	ns	4	3,48	ns
Erro (1)	10	0,29				10		
Momento (M)	5	2,04	17,00	2,71	*	1	4,96	*
Interação (T x M)	20	0,12	1,00	1,79	ns	4	3,48	ns
Erro (2)	50	0,12				10		
Total	89							
CV ₁ (%)	34,31							
CV ₂ (%)	22,01							
CV _{geral} (%)	32,86							
Média geral	0,60							

* indica que o valor de F é significativo e “ns” que o valor de F não é significativo ao nível de 5 % de significância. D significa decisão. Fc é o ponto crítico segundo a distribuição F-Snedecor. Fc (Box) é o ponto crítico segundo Box. CV = coeficiente de variação. Utilizou-se transformação de Box Cox ($\lambda = -0,302540$).

Verifica-se na Tabela 33 que, no segundo estágio, o valor de F foi significativo, ao nível de 5 % de significância, para o fator momento, mas não para a interação tratamento x momento e para o fator tratamento. Isto significa que a concentração de nitrito na água de escoamento superficial está relacionada somente com os seis momentos de coleta, independente dos tratamentos aplicados às parcelas. Os coeficientes de variação, CV₁ (referente ao fator tratamento) e CV₂ (referente ao fator momento e à interação), foram classificados como muito alto (por ser maior que 30 %) e alto (por estar compreendido no intervalo de 20 a 30 %), o que indica que os dados são heterogêneos e apresentam pouca homogeneidade, respectivamente. O coeficiente de variação geral indicou que os dados são heterogêneos (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 34 é apresentado o resultado do teste de comparação de médias da concentração de nitrito (mg L^{-1}) no material escoado em função dos tratamentos com ARS e dos momentos estudados.

Tabela 34 Resultado do teste de comparação de médias da concentração de nitrito (mg L^{-1}) no material escoado de acordo com os tratamentos com água residuária de suinocultura e os momentos de coleta

Tratamentos	Momentos						Médias
	M1	M2	M3	M4	M5	M6	
T0	0,61	0,33	0,25	0,33	0,36	0,26	0,36 A
T1	1,12	0,58	0,23	0,36	0,60	0,56	0,57 A
T2	1,23	0,36	0,24	0,31	0,48	0,33	0,49 A
T3	1,08	0,85	0,22	0,60	0,81	0,36	0,65 A
T4	3,07	0,52	0,30	0,50	0,74	0,52	0,94 A
Médias	1,42 a	0,53 bc	0,25 c	0,42 bc	0,60 b	0,41 bc	

As médias apresentadas são as obtidas das observações originais seguidas das letras obtidas na comparação de médias com a transformação Box Cox ($\lambda = -0,302540$). Letras maiúsculas iguais na coluna e letras minúsculas iguais na linha não diferem entre si de acordo com o Teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. T0, T1, T2, T3 e T4 = 0, 50, 100, 150 e 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de ARS, respectivamente. M1, M2, M3, M4, M5 e M6 = 48, 62, 76, 91, 104 e 118 DAS, respectivamente.

Nota-se na Tabela 34 que as concentrações de nitrito no material escoado, frente aos tratamentos aplicados, não apresentaram diferença estatística, a exemplo do que ocorreu para o nitrato, o que pode estar relacionado à pequena concentração de nitrito aplicada via ARS, cuja concentração média foi de $2,03 \text{ mg L}^{-1}$, implicando na adição de 0,10, 0,20, 0,30 e $0,40 \text{ kg ha}^{-1}$ no T1, T2, T3 e T4, respectivamente. O resultado do teste de comparação de médias do nitrito, relacionado aos momentos de coleta, apresentou comportamento diferente dos verificados para o nitrato, o que indica a dinâmica do nitrogênio e suas formas.

Este comportamento está relacionado ao processo de transformação do nitrogênio amoniacal existente e predominante na ARS a nitrito e este, por sua vez, a nitrato. No M6, que na análise do nitrato apresentou menor concentração do que no M3, M4 e M5, para o nitrito, a concentração foi igual a M2, M3, M4 e M5 ao nível de 5 % de significância, o que representa o processo de nitratação em M6, ou seja, a transformação de nitrito a nitrato.

É importante destacar que em se tratando da cultura da soja, que apresenta fixação simbiótica do nitrogênio, a remoção deste elemento do solo é menor do que para a cultura do milho, por exemplo. MALAVOLTA (1987) explicou que para a produção de uma tonelada de grãos de soja são necessários 100 kg de nitrogênio, sendo que 60 % deste é fixado

simbioticamente, enquanto que para a produção de uma tonelada de milho, são necessários 48 kg de nitrogênio. Quanto à absorção de nitrogênio do solo por parte das plantas, BRADY (1989) destacou que esta ocorre somente quando houver disponibilidade na solução do solo, como é o caso do nitrato e do amônio.

Sendo assim, percebe-se a importância ambiental do estudo e acompanhamento da dinâmica deste elemento no perfil do solo quando da aplicação de ARS, de modo a evitar contaminação do lençol freático.

4.5 Análise do fósforo no material escoado e comportamento no solo

Na Tabela 35 é apresentado o resumo da análise de variância da concentração de fósforo no material escoado considerando os tratamentos com ARS durante o desenvolvimento da cultura da soja.

Tabela 35 Resumo da análise de variância para obtenção dos valores de F da concentração de fósforo (mg L^{-1}) no material escoado de acordo com os tratamentos com água residuária de suinocultura durante o desenvolvimento da cultura da soja

Fonte de variação	g.l	QM	Primeiro estágio			Segundo estágio		
			F	Fc	Decisão	g.l	Fc (Box)	Decisão
Tratamento (T)	4	0,12	6,00	3,48	*	4	3,48	*
Erro (1)	10	0,02				10		
Momento (M)	5	0,27	9,00	2,71	*	1	4,96	*
Interação (T x M)	20	0,04	1,33	1,79	ns	4	3,48	ns
Erro (2)	50	0,03				10		
Total	89							
CV 1 (%)	39,40							
CV 2 (%)	42,66							
CV _{geral}	56,07							
Média geral	0,40							

* indica que o valor de F é significativo e "ns" que o valor de F não é significativo ao nível de 5 % de significância. Fc é o ponto crítico segundo a distribuição F-Snedecor. Fc (Box) é o ponto crítico segundo Box. CV = coeficiente de variação.

Nota-se pela Tabela 35, que as decisões do segundo estágio coincidem com as do primeiro estágio e que, ao nível de 5 % de significância, o

valor de F foi significativo para momento e para tratamento, mas não se verificou efeito da interação tratamento x momento. Isto sugere que a concentração de fósforo na água de escoamento superficial depende dos seis momentos de coleta e dos cinco tratamentos, mas que não existe interação entre estes dois fatores. Observa-se também que os coeficientes de variação foram classificados como altos, uma vez que foram superiores a 30 %, o que caracteriza dados heterogêneos (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 36 é apresentado o resultado do teste de comparação das médias da concentração de fósforo no material de escoamento superficial de acordo com os tratamentos com ARS e os momentos de coleta.

Tabela 36 Resultado do teste de comparação de médias da concentração de fósforo (mg L^{-1}) no material escoado em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura e dos momentos de coleta

Tratamentos	Momentos						Médias
	M1	M2	M3	M4	M5	M6	
T0	0,17	0,16	0,35	0,34	0,31	0,36	0,28 A
T1	0,42	0,17	0,35	0,20	0,63	0,52	0,38 AB
T2	0,31	0,18	0,52	0,22	0,46	0,50	0,36 AB
T3	0,31	0,30	0,41	0,40	0,80	0,64	0,48 B
T4	0,74	0,34	0,36	0,22	0,73	0,51	0,48 B
Médias	0,39 ab	0,23 a	0,40 ab	0,27 a	0,59 c	0,51 bc	

Letras maiúsculas iguais na coluna e letras minúsculas iguais na linha não diferem entre si de acordo com o Teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. T0, T1, T2, T3 e T4 = 0, 50, 100, 150 e 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de ARS, respectivamente. M1, M2, M3, M4, M5 e M6 = 48, 62, 76, 91, 104 e 118 DAS, respectivamente.

Verifica-se na Tabela 36 que os tratamentos que apresentaram maiores perdas de fósforo via água de escoamento superficial, sem diferir entre si, foram o T3 e o T4. Estes, por sua vez, são estatisticamente iguais ao T1 e ao T2. A testemunha (T0) apresentou menores perdas de fósforo e foi estatisticamente igual ao T1 e ao T2. Observa-se que as perdas de fósforo para os tratamentos T3 e T4 foram cerca de 1,7 vezes maior que as perdas da testemunha. Isto significa, de acordo com BERTOL (2005), que o solo que recebeu a adição da ARS propiciou maior suscetibilidade para perder fósforo do que aquele que recebeu apenas a adubação na semeadura. Tal comportamento evidencia, segundo QUINTON, CATT & HESS (2001), o risco

de perdas de fósforo que representam as chuvas, ainda que com intensidades menores (mas capazes de gerar escoamento superficial), principalmente quando precipitam imediatamente após a aplicação de ARS na superfície do solo.

Ao se analisar as perdas de fósforo acumuladas nas seis chuvas simuladas para cada tratamento (em mg L^{-1}), nota-se na Tabela 36 que as mesmas representam 1,32 %, 0,62 %, 0,55 % e 0,42 % da quantidade de fósforo aplicado via ARS nos tratamentos T1, T2, T3 e T4, respectivamente. BERTOL (2005) aplicou no solo uma taxa de $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de ARS coletada em lagoa de estabilização (com tempo de detenção hidráulica de 30 dias) e fez três simulações de chuva seguidas: a primeira com intensidade de precipitação (I_p) de $72,22 \text{ mm h}^{-1}$; a segunda com I_p de $63,24 \text{ mm h}^{-1}$ e a terceira com I_p de $116,89 \text{ mm h}^{-1}$, em área com 4,5 % de declividade. As perdas de fósforo equivaleram a 13,4 % da quantidade aplicada no solo e o autor a considerou pouco expressiva, tanto do ponto de vista agrônômico, quanto financeiro. Desta maneira, as perdas de fósforo observadas para todos os tratamentos trabalhados foram também pouco expressivas, uma vez que foram ainda menores do que a observada por BERTOL (2005) que trabalhou com taxa máxima de ARS próxima da menor dosagem adotada no presente experimento (T2). SHARPLEY, MCDOWELL & KLEINMAN (2001) corroboraram afirmando que as perdas de fósforo via água de escoamento superficial são geralmente menores do que 10 % do elemento aplicado via adubação.

Quanto ao aspecto ambiental, a concentração de fósforo prevista para o enquadramento de um corpo d'água na classe 1 não deve ultrapassar o limite de $0,02 \text{ mg L}^{-1}$ para ambiente lêntico (águas paradas) e $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ para ambiente lótico (águas continentais moventes) de acordo com a Resolução 357/05 do CONAMA (BRASIL, 2005). Comparando-se tais limites com as concentrações médias observadas em cada um dos tratamentos, verifica-se que a água de escoamento dos cinco tratamentos apresentou concentrações que variaram de 14 a 24 vezes maior do que o permitido para ambientes lênticos e de 2,8 a 4,8 vezes para ambientes lóticos. Assim, dependendo da concentração de fósforo e da vazão do curso d'água, as perdas de fósforo por escoamento superficial podem influenciar na qualidade da água.

BERTOL (2005) estabelecendo a mesma comparação, observou que as concentrações de fósforo na enxurrada variaram de 101 a 674 vezes maior do que o valor crítico para águas de lagos e, para as águas de rios, variaram de 20 a 135 vezes maior. A diferença das relações obtidas por BERTOL (2005) com as obtidas no presente trabalho podem se relacionar ao tipo de tratamento aplicado à ARS que, no caso do autor, foi lagoa de estabilização. A ARS utilizada no presente experimento foi tratada em biodigestor, seguido de tanque de sedimentação e lagoa de estabilização, resultando em concentração de 92,19 mg L⁻¹ de fósforo apenas.

Considerando o limite estabelecido pela resolução 357/2005 do CONAMA (BRASIL, 2005) para corpo d'água classe 2, em que a concentração máxima de fósforo para ambientes lênticos (águas paradas) é de 0,03 mg L⁻¹ e para ambientes lóticos (águas continentais moventes) é de 0,05 mg L⁻¹ verifica-se que a água de escoamento dos cinco tratamentos apresentou concentrações que variaram de 9,33 a 16 vezes maior do que o permitido para ambientes lênticos e de 5,6 a 9,6 vezes para ambientes lóticos.

Desta maneira, pode-se constatar o potencial que as águas de escoamento superficial provenientes de áreas com aplicação de ARS têm em promover efeitos sobre a qualidade das águas superficiais, no que se refere ao aceleração dos processos de eutrofização.

Destaca-se que o arraste de fósforo está também relacionado a sua presença nas camadas mais superficiais do solo (conforme pode ser observado na Tabela 38), sendo esta uma característica do sistema de manejo adotado, e a não movimentação deste elemento no perfil do solo, aumentando as possibilidades de perda de fósforo via água de escoamento superficial (KIMMELL et al., 2001).

Na Tabela 36 pode-se observar que o fósforo, ao contrário do nitrogênio total, variou em função dos momentos estudados. Verifica-se que as maiores concentrações de fósforo no escoado ocorreram no M5 e no M6, ou seja, nas duas últimas coletas. Tal comportamento pode estar relacionado ao fato de que as taxas de ARS foram divididas em seis aplicações, sempre precedendo à simulação de chuva. No M5, já havia sido aplicado 83,33 % da taxa de ARS em cada parcela. Também é preciso considerar que o volume de água escoado a partir da segunda chuva simulada tendeu a aumentar, o que

pode ter provocado este maior arraste do elemento nas últimas coletas. Estes resultados contradizem os obtidos por BERWANGER (2006) que observou maiores concentrações de fósforo aos nove dias após a aplicação da ARS. Fato semelhante foi verificado por BASSO (2003) nos primeiros anos de condução do experimento, onde as maiores concentrações de fósforo disponível também foram encontradas nos primeiros eventos pluviométricos.

O que pode ter ocorrido ainda é a maior absorção do fósforo por parte da cultura durante a fase de fixação das vagens, justificando as menores concentrações nos momentos M3 e M4 em relação ao M5 e M6 (ROSOLEM & TAVARES, 2006). MALAVOLTA (1987) destacou que é também neste período (M3 e M4) que ocorre o maior acúmulo de matéria seca e nutrientes na soja o que implica na remoção do fósforo presente no solo.

Na Tabela 37 é apresentado o resumo da análise de variância do fósforo no solo em função dos tratamentos com ARS e das profundidades amostradas.

Tabela 37 Resumo da análise de variância para obtenção dos valores de F da concentração de fósforo no solo (mg dm^{-3}) considerando os tratamentos com água residuária de suinocultura e as profundidades amostradas

Fonte de variação	g.l	QM	F	Fc	Decisão
Tratamento (T)	4	55,04	2,57	2,69	ns
Profundidade (P)	2	1340,08	62,59	3,32	*
Interação (T x P)	8	23,54	1,10	2,27	ns
Erro	30	21,41			
Total	44				
CV (%)	44,01				
Média geral	10,51				

* indica que o valor de F é significativo e "ns" que o valor de F não é significativo ao nível de 5 % de significância. Fc é o ponto crítico segundo a distribuição F-Snedecor. CV = coeficiente de variação.

Na Tabela 37 observa-se que, para o fósforo presente no solo estudado, o valor de F não foi significativo para o efeito tratamento e para a interação (tratamento x profundidade), mas foi significativo para o efeito profundidade, ao nível de 5 % de significância. Verifica-se também que o

coeficiente de variação foi classificado como alto, tendo em vista que foi superior a 30 %, o que caracteriza os dados como heterogêneos (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 38 é apresentado o resultado do teste de comparação das médias da concentração de fósforo no solo em função dos tratamentos com ARS e das profundidades amostradas.

Tabela 38 Resultado do teste de comparação de médias da concentração de fósforo no solo (mg dm^{-3}) de acordo com os tratamentos com água residuária de suinocultura e as profundidades amostradas

Tratamentos	Profundidades			Médias
	P1	P2	P3	
T0	23,78	7,18	3,80	11,59 A
T1	14,40	7,95	2,01	8,12 A
T2	28,65	10,05	4,25	14,32 A
T3	20,86	5,69	1,54	9,36 A
T4	17,88	6,43	3,23	9,18 A
Médias	21,11 c	7,46 b	2,97 a	

Letras maiúsculas iguais na coluna e letras minúsculas iguais na linha não diferem entre si de acordo com o Teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. T0, T1, T2, T3 e T4 = 0, 50, 100, 150, 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de ARS, respectivamente. P1, P2, P3 = 0-20, 20-40, 40-60 cm, respectivamente.

Na Tabela 38 nota-se que a concentração do fósforo variou em função da profundidade, sendo que as maiores concentrações foram observadas na camada de 0-20 cm (P1), seguida da camada de 20-40 cm (P2) e da camada de 40-60 cm (P3) que diferiram estatisticamente entre si ao nível de 5 % de significância. LOPES (1998) afirmou que o fósforo se movimenta pouco na maioria dos solos e que a remoção pelas culturas e a erosão são as únicas formas significativas de perdas do elemento no solo.

A maior concentração de fósforo nas camadas superficiais do solo é indesejável, de acordo com CERETTA et al. (2003), uma vez que favorece os processos de perdas do elemento via escoamento superficial. BERWANGER (2006) explicou que a concentração de fósforo foi maior na superfície do solo em função da capacidade deste elemento em interagir, especialmente com a fração mineral, o que também justifica a diminuição acentuada do elemento com a profundidade. GIANELLO, BISSANI & TEDESCO (1995) destacaram

que a acidez do solo influencia nos rendimentos das culturas, uma vez que dificulta a atividade microbiana e a conseqüente mineralização do fósforo para a utilização pelas plantas. Assim, a maior concentração de matéria orgânica e o pH mais elevado na P1 podem estar relacionados ao maior teor deste elemento nesta camada, conforme a Tabela 38.

O fato dos tratamentos não terem apresentado diferença significativa em termos de perdas de fósforo por lixiviação corrobora com o que afirmou HEATHWAITE, SHARPLEY & GBUREK (2000) que consideraram as perdas do elemento por lixiviação como insignificantes. Entretanto, CERETTA et al. (2003) verificou migração de fósforo para as camadas mais profundas do solo quando da aplicação da maior dose de dejetos líquidos de suíno, $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, coletado em esterqueira. Os autores observaram que quando se dobrou a taxa de 20 para $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, o teor de fósforo no solo aumentou 2,57 e 2,41 vezes nas camadas de 5-10 cm e 20-40 cm, respectivamente.

Assim como no estudo de EGHBALL, SANDER & SKOPP (1990) que verificaram, em curto prazo, a movimentação do fósforo em apenas 0,04 metros no perfil do solo, a inexistência de diferença estatística observada entre os tratamentos, conforme a Tabela 38, pode estar relacionada ao curto período de observação, uma vez que estudos realizados durante períodos maiores, como o de HOUNTIN et al. (2000) e CERETTA et al. (2003), demonstraram diferenças entre tratamentos e indícios de lixiviação do fósforo no perfil do solo. HOUNTIN et al. (2000), estudando a aplicação de ARS por 14 anos observaram incrementos da ordem de 16, 26, 33 e 50 % em todas as formas de fósforo até a profundidade de um metro para as taxas de aplicação de 30, 60, 90 e $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, respectivamente. No trabalho de CERETTA et al. (2003), o teor de fósforo disponível no solo aumentou consideravelmente com a aplicação de dejetos suíno ao longo do tempo. De acordo com os autores, aos 8,3 meses de aplicação de ARS, o aumento na quantidade de fósforo disponível na camada de 0-10 cm foi de 242 % e 580 % com aplicação de 20 e $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, respectivamente; aos 48 meses, este incremento foi de 3943 % e 6710 %, respectivamente.

Outro estudo realizado com um longo período de observação é o de Kao & Blanchar (1973), citados por BASSO (2003). O trabalho consistiu na aplicação contínua de ARS e fertilizantes por 82 anos. Observou-se uma

migração significativa do fósforo disponível até as profundidades de 1,0 a 1,40 metros e houve maior percolação do fósforo associado aos resíduos orgânicos.

BERWANGER (2006) complementou afirmando que o problema das perdas de fósforo por lixiviação e escoamento superficial está relacionado ao fato de que as doses de ARS a serem aplicadas ao solo normalmente são baseadas no teor de nitrogênio. O que ocorre é que a demanda de nitrogênio se repete após cada cultivo, ao contrário do fósforo, fazendo com que haja uma elevação dos teores deste último elemento com o passar do tempo. No trabalho de EGHBALL & POWER (1999) ficou evidente que a aplicação de ARS baseada nos teores de nitrogênio resultou num acréscimo significativo de fósforo no solo enquanto que a aplicação baseada no fósforo manteve a concentração do elemento no solo próxima do valor original.

Na interpretação dos resultados das análises, para todos os tratamentos e para as profundidades P1 e P2, os teores de fósforo foram considerados altos, uma vez que foram superiores a 6 mg dm^{-3} . No entanto, para a P3 a concentração de fósforo foi baixa, uma vez que foi inferior a 3 mg dm^{-3} (TOMÉ JR., 1997).

LANTMANN & CASTRO (2004) explicaram que a soja necessita de maiores quantidades de fósforo, via adubação, para a obtenção de altos rendimentos e que a quantidade demandada pela cultura é de 8,4 kg por tonelada de grãos produzida, enquanto que o trigo e o milho, por exemplo, requerem, respectivamente, 4,3 e 6,9 kg por tonelada de grãos produzida. Os autores destacaram também que fatores como manejo do solo, tempo de cultivo com culturas anuais associadas à soja em que se adube com fósforo, distribuição da disponibilidade do elemento no perfil do solo e quantidades aplicadas anteriormente interferem na resposta da soja à adubação fosfatada. A ARS no presente estudo resultou na aplicação ao solo de 4,61, 9,22, 13,83 e 18,44 kg ha^{-1} de fósforo total.

Desta forma, observa-se que a rotação de culturas praticada na região Oeste do Paraná exerce papel importante no equilíbrio dos nutrientes aplicados ao solo via ARS, uma vez que o milho, por exemplo, requer mais nitrogênio, enquanto que a soja, mais fósforo.

4.6 Análise do cobre e do zinco no material escoado e comportamento no solo

Na Tabela 39 é apresentado o resumo da análise de variância da concentração de cobre no material escoado considerando os tratamentos com ARS aplicados durante o desenvolvimento da cultura da soja.

Tabela 39 Resumo da análise de variância para obtenção dos valores de F da concentração de cobre (mg L^{-1}) no material escoado considerando os tratamentos com água residuária de suinocultura durante o desenvolvimento da cultura da soja

Fonte de variação	g.l	QM	Primeiro estágio			Segundo estágio		
			F	Fc	Decisão	g.l	Fc	Decisão
Tratamento (T)	4	0,00309	14,04	3,48	*	4	3,48	*
Erro (1)	10	0,00022				10		
Momento (M)	5	0,00562	80,29	2,71	*	1	4,96	*
Interação (T x M)	20	0,00090	12,86	1,79	*	4	3,48	*
Erro (2)	50	0,00007				10		
Total	89							
CV ₁ (%)	31,57							
CV ₂ (%)	17,84							
CV _{geral} (%)	56,81							
Média geral	0,05							

* indica que o valor de F é significativo ao nível de 5 % de significância. Fc é o ponto crítico segundo a distribuição F-Snedecor. CV = coeficiente de variação.

Na Tabela 39 observa-se que, no segundo estágio da análise de variância do cobre no material escoado, o valor da estatística F foi significativo para tratamento, momento e interação ao nível de 5 % de significância. Os coeficientes de variação, CV₁ (relacionado ao fator tratamento) e CV₂ (relacionado ao fator momento e à interação) foram classificados como muito alto (por ser maior que 30 %) e médio (por estar compreendido no intervalo de 10 a 20 %), indicando que os dados são heterogêneos e apresentam homogeneidade média, respectivamente. O coeficiente de variação geral também foi classificado como muito alto, o que indica que os dados são heterogêneos (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 40 é apresentado o resultado do teste de comparação das médias da concentração de cobre no material escoado levando em consideração os tratamentos com ARS aplicados e os momentos de coleta.

Tabela 40 Resultado do teste de comparação de médias da concentração de cobre (mg L^{-1}) no material escoado em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura e dos momentos de coleta

Tratamentos	Momentos					
	M1	M2	M3	M4	M5	M6
T0	0,0700	0,0033	0,0267	0,0267	0,0433	0,0133
	Ac	Aa	Aab	ABab	Ab	Aa
T1	0,0700	0,0167	0,0333	0,0433	0,0633	0,0167
	Ad	Aa	ABab	BCbc	BCcd	Aa
T2	0,0700	0,0467	0,0367	0,0400	0,0533	0,0233
	Ac	Babc	ABab	ABCab	ABbc	Aa
T3	0,0767	0,0867	0,0367	0,0467	0,0667	0,0300
	ABc	Cc	ABa	Cab	BCbc	Aa
T4	0,0900	0,1100	0,0467	0,0233	0,0800	0,0300
	Bbc	Dc	Ba	Aa	Cb	Aa

Letras minúsculas iguais na mesma linha correspondem a médias iguais de acordo com o Teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. Letras maiúsculas iguais na mesma coluna correspondem a médias iguais de acordo com o Teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. T0, T1, T2, T3 e T4 = 0, 50, 100, 150 e 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de ARS, respectivamente. M1, M2, M3, M4, M5 e M6 = 48, 62, 76, 91, 104 e 118 DAS, respectivamente.

Verifica-se na Tabela 40 que no momento M1 os tratamentos que apresentaram maiores concentrações de cobre no material escoado e que diferiram dos demais tratamentos foram T3 e T4 que, por sua vez, foram estatisticamente iguais entre si ao nível de 5 % de significância.

No momento M2, as maiores concentrações foram observadas para T2, T3 e T4 que foram estatisticamente diferentes dos demais tratamentos e entre si. No M3, a maior concentração de cobre foi observada para o tratamento T4 que não apresentou diferença estatística, ao nível de 5 % de significância, de T1, T2 e T3. No M4, a maior concentração no material escoado foi observada no tratamento T3 que, por sua vez, não diferiu estatisticamente de T1 e T2. Nesta coleta também se observou que o T4 apresentou a menor concentração de cobre no material escoado, igual que T0 e T2. No M5, as maiores concentrações do elemento foram verificadas para o

T4, T3 e T1 que se mostraram iguais estatisticamente ao nível de 5 % de significância e, no M6, não foi verificada diferença estatística entre os tratamentos com ARS.

De forma geral, nota-se que a maior taxa de aplicação de ARS no solo (T4), foi o tratamento que apresentou maior concentração de cobre no material escoado para os momentos estudados, exceto para M4 e M6.

No entanto, se considerado o padrão de lançamento de efluentes previsto na Resolução 357/2005 do CONAMA (BRASIL, 2005), é possível observar que mesmo para o tratamento T4 a concentração de cobre no material escoado encontra-se abaixo do limite máximo estabelecido ($1,0 \text{ mg L}^{-1}$ de cobre dissolvido).

A testemunha (T0) apresentou maior perda de cobre por escoamento superficial no momento M1, diferindo estatisticamente dos demais momentos ao nível de 5 % de significância. O mesmo comportamento foi observado para T1 em que a concentração de cobre escoada foi maior em M1, a qual, por sua vez, não diferiu de M5. Para os tratamentos T2 e T3, pode-se afirmar que as maiores concentrações de cobre no escoado foram verificadas no M1, M2 e M5 (que foram estatisticamente iguais entre si), enquanto que para T4, foi no M1 e M2 que não diferiram entre si, ao nível de 5 % de significância.

De modo geral, nota-se que para todos os tratamentos, M6 e M1 foram os momentos de coleta em que se observaram as menores e maiores perdas de cobre no material escoado, respectivamente. Tal comportamento condiz com os resultados obtidos por BERTOL (2005), que constatou que as chuvas iniciais tiveram maior efeito na transferência do cobre para a enxurrada superficial. GIANELLO, BISSANI & TEDESCO (1995) apresentaram uma possível explicação para este comportamento. Os autores afirmaram que quanto maior o teor de matéria orgânica do solo, tanto maior é a capacidade de adsorção de metais adicionados como adubo e, portanto, menor a quantidade apresentada na solução passível de ser escoada. Assim, constata-se que a adição gradativa de matéria orgânica, no decorrer do experimento, resultou na adsorção do cobre aplicado via ARS, de modo que na última coleta, a concentração deste elemento foi menor e não diferiu entre os tratamentos. Entretanto, vale destacar que o comportamento do cobre deve ser investigado

a longo prazo, uma vez que foi identificado na água de escoamento superficial e foi maior para as maiores taxas de ARS aplicadas.

Se considerada a ARS para fins de irrigação, AYERS & WESTCOT (1991) afirmaram que a concentração máxima de cobre recomendável em água para esta finalidade é de 0,20 mg L⁻¹. Na caracterização da ARS (apresentada na Tabela 11) verifica-se que, em média, a concentração de cobre foi de 0,20 mg L⁻¹, mas que na primeira caracterização (aos 38 DAS), a concentração deste elemento foi de 0,27 mg L⁻¹, podendo vir a causar efeitos de toxicidade para as plantas.

Na Tabela 41 é apresentado o resumo da análise de variância do cobre no solo em função dos tratamentos com ARS e das profundidades amostradas.

Tabela 41 Resumo da análise de variância para obtenção dos valores de F da concentração de cobre no solo (mg dm⁻³) considerando os tratamentos com água residuária de suinocultura e as profundidades amostradas

Fonte de variação	g.l	QM	F	Fc	Decisão
Tratamento (T)	4	0,50	1,51	2,69	ns
Profundidade (P)	2	4,82	14,61	3,32	*
Interação (T x P)	8	0,10	0,30	2,27	ns
Erro	30	0,33			
Total	44				
CV (%)	14,04				
Média geral	4,11				

* indica que o valor de F é significativo e “ns” que o valor de F não é significativo ao nível de 5 % de significância. Fc é o ponto crítico segundo a distribuição F-Snedecor. CV = coeficiente de variação.

Verifica-se na Tabela 41 que o único valor significativo de F na análise de cobre no solo foi para a profundidade. O coeficiente de variação foi classificado como médio por estar compreendido no intervalo de 10 a 20 %, representando homogeneidade média dos dados (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 42 é apresentado o resultado do teste de comparação das médias da concentração de cobre no solo.

Tabela 42 Resultado do teste de comparação de médias da concentração de cobre (mg dm^{-3}) no solo de acordo com os tratamentos com água residuária de suinocultura e as profundidades amostradas

Tratamentos	Profundidades			Médias
	P1	P2	P3	
T0	3,67	4,67	5,00	4,45 A
T1	3,33	4,00	4,33	3,89 A
T2	3,67	4,33	4,67	4,22 A
T3	3,00	4,33	4,33	3,89 A
T4	3,67	4,33	4,33	4,11 A
Médias	3,47 a	4,33 b	4,53 b	

Letras maiúsculas iguais na coluna e letras minúsculas iguais na linha não diferem entre si de acordo com o Teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. T0, T1, T2, T3 e T4 = 0, 50, 100, 150, 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de ARS, respectivamente. P1, P2, P3 = 0-20, 20-40, 40-60 cm, respectivamente.

Nota-se na Tabela 42 que as maiores concentrações de cobre no solo ocorreram nas profundidades P2 e P3 (sendo que estas não diferiram entre si ao nível de 5% de significância) para todos os tratamentos, inclusive a testemunha. Desta maneira, embora estes resultados preocupem por caracterizar maiores concentrações nas maiores profundidades e, por conseqüência, possibilidade de contaminação da água subterrânea, não se pode afirmar que estas maiores concentrações de cobre observadas estão associadas à aplicação da ARS no solo, visto que a concentração deste elemento no solo quando da caracterização inicial também foi menor para P1 ($5,31 \text{ mg dm}^{-3}$) em comparação a P2 ($5,74 \text{ mg dm}^{-3}$).

Estes resultados corroboram com os obtidos por BERTOL (2005) que também não verificou diferença estatística entre os tratamentos com ARS aplicados para as concentrações de cobre no solo. O autor afirmou ainda que a perda deste elemento é maior por superfície que por sub-superfície, o que também pode ser constatado no presente trabalho, tendo em vista que houve perda de cobre via escoamento superficial, mas não foi verificado perda do elemento por lixiviação, pois o solo inicial também apresentou maior concentração em P2 comparado a P1. Assim, não é possível afirmar que a ARS teve efeito sobre as maiores concentrações de cobre em P2 e P3, mas este comportamento indica necessidade de estudos a longo prazo para verificar o potencial poluidor difuso das perdas de cobre por lixiviação quando da aplicação de ARS.

OLIVEIRA & MATTIAZZO (2001) explicaram que a imobilidade do cobre normalmente é atribuída à formação de complexos organo-metálicos estáveis e de baixa solubilidade, mas que, além da complexação com substâncias orgânicas pode ocorrer sua ligação com frações não trocáveis do solo, como por exemplo, óxidos de ferro e manganês. Os autores afirmaram ainda que a maior ou menor mobilidade dos metais pesados é determinada pelos atributos do solo, tais como teores e tipos de argila, pH, capacidade de troca de cátions, teor de matéria orgânica entre outros, que influenciarão as reações de adsorção/dessorção, precipitação/dissolução, complexação e oxirredução.

De acordo com Lindsay (1972) citado por OLIVEIRA (2006), a calagem faz diminuir a disponibilidade de cobre no solo; quando o pH se eleva em uma unidade, a concentração deste elemento na solução do solo diminui 100 vezes. Isto quer dizer que, quanto maior o pH do solo, menor a concentração de cobre, como foi observado no presente estudo, onde, na profundidade P1, que apresentou menor concentração de cobre, o pH foi de 4,88, enquanto que o pH de P2 e P3 foi de 4,33 e 4,14, respectivamente. NUCCI, ARAUJO & SILVA (1978) explicaram que quando o pH é muito reduzido, o solo não tem capacidade para reter o cobre que por lixiviação vai sendo perdido. CHAVES et al. (2007) destacaram que em ambientes ácidos, o cobre apresenta grande mobilidade, a qual está inversamente relacionada à adsorção do elemento à fração sólida ou às condições do meio que favoreçam a precipitação do mesmo.

No estudo de GOMES et al. (2001) constatou-se baixa mobilidade do cobre no solo e os autores afirmaram que este elemento é, entre os metais pesados, um dos mais fortemente adsorvido pelo solo. PIERANGELI et al. (2004) complementaram dizendo que elementos na matriz do solo como óxidos de ferro e alumínio, matéria orgânica e fósforo são capazes de reter fortemente o cobre, tornando-o altamente imóvel no solo. Neste sentido, SOARES E BARROS, AMARAL & LUCAS JÚNIOR (2003) também afirmaram que nos processos de infiltração e percolação, o cobre é retido pela maioria dos solos, principalmente quando ricos em matéria orgânica e com pH maior que 7. Desta forma, embora o teor de matéria orgânica tenha sido maior para P1 que para P2 e P3, o pH pode ter exercido influência na disponibilidade do cobre nas

camadas amostradas, justificando a maior concentração deste elemento em P2 e P3. A menor concentração do cobre em P1 pode estar associada ao processo de perdas via escoamento superficial, visto que esta camada está mais diretamente relacionada ao processo de arraste e também à remoção deste elemento por parte das plantas.

Comparando-se os resultados referentes ao cobre no solo com os da CTC, apresentados na Tabela 24, verifica-se o mesmo comportamento para ambos os parâmetros. Assim, pode-se inferir que o comportamento do cobre no solo está relacionado ao da CTC, uma vez que, de acordo com LOPES (1998), quanto maior o valor da CTC do solo, maior o número de cátions que ele pode reter. Desta maneira, considerando que P2 e P3 apresentaram CTC maior que P1, como conseqüência, foram capazes de reter maior quantidade do cátion Cu^{2+} . Quanto a esta retenção pelo solo, GIANELLO, BISSANI & TEDESCO (1995) explicaram que quanto mais forte for a ligação entre os íons e os oxigênios das superfícies dos óxidos e da matéria orgânica, maior é a afinidade do íon pela superfície e tem sido observado que a ordem de afinidade é geralmente: $\text{Cu}^{2+} > \text{Zn}^{2+}$.

Quanto à classificação dos teores de cobre no solo, RAIJ et al. (2001) consideraram todas as concentrações obtidas neste estudo como altas, uma vez que foram superiores a $0,8 \text{ mg dm}^{-3}$.

De acordo com a EMBRAPA (2004), quando o teor de cobre no solo é alto, como é o caso do solo deste estudo (conforme Tabela 8), a indicação de adubação com cobre para a cultura da soja é de $0,5 \text{ kg ha}^{-1}$. Observa-se que o teor deste micronutriente aplicado via ARS até o final do ciclo da soja foi de $0,01 \text{ kg ha}^{-1}$, $0,02 \text{ kg ha}^{-1}$, $0,03 \text{ kg ha}^{-1}$ e $0,04 \text{ kg ha}^{-1}$ para o T1, T2, T3 e T4, respectivamente. Sendo assim, observa-se que as quantidades de cobre aplicadas via ARS foram inferiores à indicação máxima para o solo e a redução dos teores deste elemento ao final do experimento (em comparação à caracterização inicial) pode estar associada à remoção pela cultura da soja.

Na Tabela 43 é apresentado o resumo da análise de variância do zinco no material escoado em função dos tratamentos com ARS aplicados durante o desenvolvimento da cultura da soja.

Tabela 43 Resumo da análise de variância para obtenção dos valores F da concentração do zinco (mg L^{-1}) no material escoado considerando os tratamentos com água residuária de suinocultura e os momentos de coleta

Fonte de variação	g.l	QM	Primeiro estágio			Segundo estágio		
			F	Fc	Decisão	g.l	Fc (Box)	Decisão
Tratamento (T)	4	0,23	3,28	3,48	ns	4	3,48	ns
Erro (1)	10	0,07				10		
Momento (M)	5	0,79	13,17	2,71	*	1	4,96	*
Interação (T x M)	20	0,10	1,67	1,79	ns	4	3,48	ns
Erro (2)	50	0,06				10		
Total	89							
CV ₁ (%)	53,84							
CV ₂ (%)	49,86							
CV _{geral} (%)	69,28							
Média geral	0,50							

* indica que o valor de F é significativo e “ns” que o valor de F não é significativo ao nível de 5 % de significância. Fc é o ponto crítico segundo a distribuição F-Snedecor. CV = coeficiente de variação.

Na Tabela 43 referente ao zinco no material escoado verifica-se que, no segundo estágio, o valor de F não foi significativo para tratamento e para interação (tratamento x momento), mas foi significativo para momento, ao nível de 5 % de significância. Os coeficientes de variação foram classificados como muito altos, uma vez que foram superiores a 30 %, o que indica que os dados são heterogêneos (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 44 pode-se observar o resultado do teste de comparação de médias da concentração de zinco no material escoado em função dos tratamentos com ARS e dos momentos de coleta. Verifica-se que os tratamentos com ARS não apresentaram diferença significativa ao nível de 5 % de significância no que se refere às concentrações de zinco no material escoado. Nota-se também que, quanto aos momentos de coleta, as maiores concentrações no material escoado ocorreram no momento M1 e M3 (que não diferiram entre si), seguidos de M4 e M5 (que foram iguais estatisticamente ao nível de 5 % de significância).

Tabela 44 Resumo do teste de comparação de médias da concentração de zinco (mg L^{-1}) no material escoado em função dos tratamentos com ARS e dos momentos de coleta

Tratamentos	Momentos						Médias
	M1	M2	M3	M4	M5	M6	
T0	0,48	0,22	0,41	0,51	0,51	0,30	0,41 A
T1	1,02	0,37	0,56	0,39	0,71	0,25	0,55 A
T2	0,55	0,25	0,60	0,34	0,31	0,18	0,37 A
T3	1,22	0,21	0,69	0,48	0,50	0,23	0,55 A
T4	0,85	0,28	1,30	0,57	0,50	0,35	0,64 A
Médias	0,82 c	0,27 a	0,71 bc	0,46 ab	0,51 ab	0,26 a	

Letras maiúsculas iguais na coluna e letras minúsculas iguais na linha não diferem entre si de acordo com o Teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. T0, T1, T2, T3 e T4 = 0, 50, 100, 150 e 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de ARS, respectivamente. M1, M2, M3, M4, M5 e M6 = 48, 62, 76, 91, 104 e 118 DAS, respectivamente.

Considerando que a água utilizada na simulação de chuva apresentou, em média, $0,07 \text{ mg L}^{-1}$ de zinco e que as concentrações médias verificadas no material escoado para os tratamentos foram superiores a este valor, pode-se afirmar que houve perda de zinco via escoamento superficial, seja em função da aplicação de ARS ou do arraste deste elemento contido naturalmente no solo. Assim, faz-se necessário acompanhar o comportamento deste elemento no material escoado, pois existe a possibilidade destas concentrações aumentarem a médio e longo prazo em virtude da aplicação de ARS no solo.

A resolução 357/2005 do CONAMA (BRASIL, 2005) prevê para o lançamento de efluentes, uma concentração máxima de $5,0 \text{ mg L}^{-1}$ de zinco. Se considerado este padrão, observa-se que as perdas do elemento em todos os tratamentos e momentos se enquadram no valor máximo permitido. Entretanto, se considerado o limite máximo para classificação de um curso d'água na classe 1 ou 2 (água doce), cujo padrão é $0,18 \text{ mg L}^{-1}$, dependendo da vazão do curso d'água e da concentração de zinco no rio, a água de escoamento superficial pode representar um potencial contaminante, vindo a superar a concentração máxima estabelecida para o enquadramento nestas classes.

Sobre o zinco presente na ARS, AYERS & WESTCOT (1991) afirmaram que a concentração máxima do elemento recomendável em água de irrigação é de $2,00 \text{ mg L}^{-1}$. Na caracterização da ARS (apresentada na Tabela 11) verifica-se que, em média, a concentração de zinco foi de $1,17 \text{ mg L}^{-1}$ e que

nas três caracterizações realizadas a concentração do elemento na ARS esteve dentro deste limite máximo recomendável.

Na Tabela 45 é apresentado o resumo da análise de variância do zinco no solo considerando os tratamentos com ARS aplicados durante o desenvolvimento da cultura da soja e as profundidades amostradas.

Tabela 45 Resumo da análise de variância para obtenção dos valores de F da concentração de zinco no solo (mg dm^{-3}) em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura e das profundidades amostradas

Fonte de variação	g.l	QM	F	Fc	Decisão
Tratamento (T)	4	0,42	1,68	2,69	ns
Profundidade (P)	2	2,58	10,32	3,32	*
Interação (T x P)	8	0,18	0,72	2,27	ns
Erro	30	0,25			
Total	44				
CV (%)	52,74				
Média geral	3,11				

* indica que o valor de F é significativo e "ns" que o valor de F não é significativo ao nível de 5 % de significância. Fc é o ponto crítico segundo a distribuição F-Snedecor. CV = coeficiente de variação. Utilizou-se transformação de Box Cox ($\lambda = -0,212116$).

Observa-se na análise de variância do zinco no solo, apresentada na Tabela 45, que o valor de F foi significativo ao nível de 5 % de significância para profundidade, enquanto que o valor de F para tratamento e interação não foi significativo, isto é, a concentração de zinco no solo independeu das taxas de ARS aplicadas. O coeficiente de variação foi classificado como muito alto, por ser superior a 30 %, o que indica que os dados são heterogêneos (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 46 é apresentado o resultado do teste de comparação das médias da concentração de zinco no solo de acordo com os tratamentos com ARS e as profundidades amostradas.

Tabela 46 Resultado do teste de comparação de médias da concentração de zinco no solo (mg dm^{-3}) de acordo com os tratamentos com água residuária de suinocultura e as profundidades amostradas

Tratamentos	Profundidades			Médias
	P1	P2	P3	
T0	4,10	2,30	1,80	2,73 A
T1	4,50	2,40	1,20	2,70 A
T2	3,30	3,50	3,53	3,44 A
T3	3,73	2,07	1,20	2,33 A
T4	6,37	3,03	3,63	4,34 A
Médias	4,40 b	2,66 a	2,27 a	

As médias apresentadas são as obtidas das observações originais seguidas das letras obtidas na comparação de médias com a transformação de Box Cox ($\lambda = -0,212116$). Letras maiúsculas iguais na coluna e letras minúsculas iguais na linha não diferem entre si de acordo com o Teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. T0, T1, T2, T3 e T4 = 0, 50, 100, 150, 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de ARS, respectivamente. P1, P2, P3 = 0-20, 20-40, 40-60 cm, respectivamente.

Verifica-se na Tabela 46 que os tratamentos não apresentaram diferença significativa entre si. Este resultado se opõe ao obtido por BERTOL (2005) que verificou que a aplicação de 60 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de ARS implicou numa concentração de zinco 26 vezes maior em relação à parcela testemunha e à adubação química. No entanto, esta diferença pode se relacionar ao fato de que a ARS utilizada pelo autor foi tratada em lagoa de estabilização, enquanto que na presente pesquisa, além da biodigestão anaeróbia, teve-se a sedimentação e o tratamento em lagoa, podendo representar concentrações de zinco muito menores, neste caso.

Verifica-se que a profundidade P1 (0-20 cm) foi a que apresentou maior teor de zinco no solo diferindo-se de P2 e P3, ao nível de 5 % de significância. Comportamento semelhante foi verificado por DIESEL, MIRANDA & PERDOMO (2002) quando da aplicação de ARS no solo. De acordo com os autores, o zinco mostrou movimentação reduzida dentro das camadas do solo, mantendo concentrações mais elevadas na superfície e similares nas camadas profundas. QUEIROZ et al. (2004) também verificaram que o zinco aplicado via ARS se acumulou no solo, na profundidade de 0–20 cm.

A este comportamento pode-se relacionar à existência de maior teor de matéria orgânica no solo na P1 em comparação a P2 e P3. De acordo com BERTOL (2005) o húmus tem se mostrado capaz de imobilizar metais pesados

que estejam presentes no solo através da adsorção destes elementos pelos diferentes componentes do húmus.

Observa-se que a concentração de zinco no solo quando da caracterização inicial do experimento (Tabela 8) foi de $2,24 \text{ mg dm}^{-3}$ e $1,28 \text{ mg dm}^{-3}$ para P1 e P2, respectivamente. Nota-se, portanto, que para todos os tratamentos e para as profundidades P1 e P2, a concentração de zinco aumentou no solo.

O aumento da concentração de zinco em P2, em relação à caracterização prévia da área, pode ser atribuída ao fato de que, quando há mais de um cátion presente na solução (ARS), há menor disponibilidade de sítios de adsorção para ambos, o que facilita sua presença na solução do solo e, conseqüentemente seu deslocamento (MARTINEZ et al., 2001).

No que se refere à classificação dos teores de zinco observados no solo, RAIJ et al. (1996) afirmaram que em média, todos os tratamentos apresentaram teores altos, uma vez que foram superiores a $1,20 \text{ mg dm}^{-3}$.

EMBRAPA (2004) estabeleceu que para solos com elevado teor de zinco, como é o caso do solo em questão, a adição de zinco para o cultivo da soja deve ser de 4 kg ha^{-1} . A ARS forneceu ao solo e à planta, em termos de zinco, $0,0585 \text{ kg ha}^{-1}$, $0,117 \text{ kg ha}^{-1}$, $0,1755 \text{ kg ha}^{-1}$ e $0,234 \text{ kg ha}^{-1}$ para T1, T2, T3 e T4, respectivamente.

As perdas dos elementos avaliados nesta pesquisa via escoamento superficial ou lixiviação no perfil do solo podem parecer pequenas. Entretanto, a longo prazo, estas perdas podem assumir significado ambiental importante, principalmente se a ARS for tratada em sistema diferente do empregado nesta pesquisa e se a aplicação ocorrer em áreas com maiores declividades.

5 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos neste trabalho permitiram concluir que:

- as concentrações de nitrogênio total, fósforo e cobre no material escoado foram dependentes da quantidade de ARS aplicada e podem influenciar na qualidade das águas superficiais, assim como as concentrações de zinco;
- as maiores concentrações de cobre, zinco e nitrito no material escoado foram observadas nas coletas iniciais, enquanto que as maiores concentrações de nitrato e fósforo foram verificadas nas coletas finais;
- os efeitos da aplicação da ARS no solo foram verificados apenas para a capacidade de troca de cátions e o nitrato;
- no solo, não houve indícios de lixiviação e os maiores valores de pH, matéria orgânica, fósforo e zinco foram observados na camada de 0-20 cm; e
- a partir de M3 o volume escoado do T4 aumentou.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES SOBRINHO, T. **Desenvolvimento de um infiltrômetro de aspersão portátil**. 1997, 85 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1997.

ALVES SOBRINHO, T.; FERREIRA, P. A.; PRUSKI, F. F. Desenvolvimento de um infiltrômetro de aspersão portátil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 6, n. 2, p. 337-344, 2002.

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

AMORIN, R. S. S.; SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F.; MATOS, A. T. Influência da declividade do solo e da energia cinética de chuvas simuladas no processo de erosão entre sulcos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 5, n. 1, p. 124-130, 2001.

ANAMI, M. H.; SAMPAIO, S. C.; FRIGO, E. P.; SUSZEK, M. Lixiviação de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura tratada em sistemas de lagoas. **Irriga**, Botucatu, v. 12, n. 2, p. 192-201, 2007.

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

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

ASSOCIAÇÃO DOS SUINOCULTORES DO OESTE DO PARANÁ - ASSUINOESTE. **Levantamento do plantel suíno de Toledo/PR**. Entrevista concedida a Tatiane Cristina Dal Bosco em 12 de setembro de 2005.

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

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

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

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

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

BERTOL, I.; LEITE, D.; GUADAGNIN, J. C.; RITTER, S. C. Erosão hídrica em um Nitossolo háplico submetido a diferentes sistemas de manejo sob chuva simulada. II – Perdas de nutrientes e carbono orgânico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p. 1045-1054, 2004.

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

BERTOL, O. J.; FISCHER, I. I. Semeadura direta *versus* sistemas de preparo reduzido: efeito na cobertura do solo e no rendimento da cultura da soja. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 17, n. 2, p. 87-96, dez. 1997.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. Piracicaba: Livroceres, 1985. 368 p.

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

BEUTLER, J. F.; BERTOL, I.; VEIGA, M.; WILDNER, L. P. Perdas de solo e água num Latossolo vermelho aluminoférrico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 509-517, 2003.

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

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

BRADY, N. C. **Natureza e propriedade dos solos**. 7. ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1989. 878 p.

BRANDÃO, V. S.; CECÍLIO, R. A.; PRUSKI, F. F.; SILVA, D. D. **Infiltração da água no solo**. 3. ed. Viçosa: Ed. UFV, 2006. 120 p.

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

BRANDÃO, V. S.; SILVA, D. D.; RUIZ, H. A.; PRUSKI, F. F.; SCHAEFER, C. E. G. R.; MARTINEZ, M. A.; SILVA, E. O. Perdas de solo e caracterização física e micromorfológica de crostas formadas em solos sob chuva simulada. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 27, n.1, p. 129-138, 2007.

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

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

CABRAL, J. B. P.; BECEGATO, V. A.; SCOPEL, I.; LOPES, R. M. Estudo da erosividade e espacialização dos dados com técnicas de geoprocessamento na carta topográfica de Morrinhos-Goiás/Brasil para o período de 1971 a 2000. **Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica**, Madrid, n. 5, p. 1-18, 2005.

CAOVILLA, F. A.; SAMPAIO, S. C.; PEREIRA, J. O.; VILAS BOAS, M. A.; GOMES, B. M.; FIGUEIREDO, A. C. Lixiviação de nutrientes provenientes 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.

CAPRA, A.; SCICOLONE, B. Emitter and filter tests for wastewater reuse by drip irrigation. **Agricultural Water Management**, Palmerston North, v. 68, p. 135-149, 2004.

CARARO, D. C. **Manejo de irrigação por gotejamento para aplicação de água residuária visando a minimização do entupimento de emissores.** 2004, 130 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2004.

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

CARVALHO, D. F.; MONTEBELLER, C. A.; CRUZ, E. S.; LANA, A. M. Q.; SILVA, W. A. Efeito da cobertura morta e do preparo do terreno nas perdas de solo e água em um argissolo vermelho-amarelo. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v.11, p. 1-4, jan./dez., 2003.

CASSOL, E. A.; LIMA, V. S. Erosão em entressulcos sob diferentes tipos de preparo e manejo do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 1, p. 117-124, 2003.

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

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

CHAVES, H. M. L.; ORLOWISK, W. E.; ROLOFF, G. Previsão da infiltração sob condições dinâmicas de selamento superficial. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 17, p. 141-147, 1993.

CHAVES, L. H. G.; CARVALHO, A. P.; DANIEL, R.; RIBEIRO, S.; SANTOS, R. T.; BRITO, M. E. B.; OLIVEIRA, A. R. Efeito do pH na adsorção de cobre por Plintossolo do Estado do Piauí. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 36., 2007, Bonito. **Anais...** Bonito: SBEA, 2007. 1 CD-ROM.

COFALONE, A.; DUJMOVICH, M. N. Influência do “déficit” hídrico sobre a eficiência da radiação solar em soja. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v. 5, n. 3, p. 195-198, set./dez. 1999.

DAVIDIAN, M. **Applied longitudinal data analysis.** Lecture notes. North Carolina: Department of Statistics, North Carolina State University. 2005.

DENARDIN, J. E.; KOCHHANN, R. A.; FAGANELLO, A.; SATTLER, A.; BERTON, A. L. **Boletim Informativo da Federação Brasileira de Plantio Direto na Palha**. Sistema Plantio Direto: com ou sem práticas conservacionistas complementares de manejo da enxurrada? Disponível em: http://www.febrapdp.org.br/informe_14_pagina_6.htm. Acesso em: 10 out. 2006.

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

DOBLINSKI, A. F. **Uso de água residuária da suinocultura na conservação de um latossolo distroférico cultivado com soja**. 2006, 68 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2006.

DRAPER, N. R.; SMITH, H. **Applied regression analysis**. 2. ed. John Wiley e Sons, INC, 1981.

EDWARDS, R. D.; DANIEL, T. C. Runoff quality impacts os swine manure applied to fescue plots. **American Society of Agricultural Engineers**, Michigan, v. 36, n. 1, p. 81-86, 1993.

EGHBALL, B.; POWER, J. F. Phosphorus and nitrogen-based manure and compost application: Corn production and soil phosphorus. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 63, p. 895-901, 1999.

EGHBALL, B.; SANDER, D. H.; SKOPP, J. Diffusion, adsorption and predicted longevity of banded phosphorus fertilizer in three soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 54, n. 4, p. 1161-1165, 1990.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. 2 ed. Rio de Janeiro, 1997. 221 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solo**. 2. ed. Rio de Janeiro, 2006, 306 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Tecnologias de produção de soja – Paraná 2005**. Londrina, 2004. 224 p.

ENDRES, P. F.; PISSARRA, T. C. T.; BORGES, M. J.; POLITANO, W. Quantificação das classes de erosão por tipo de uso do solo no município de

Franca – SP. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 26, n. 1, p. 200-207, jan./abr. 2006.

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

FIDÉLIS, R. R.; ROCHA, R. N. C.; LEITE, U. T.; TANCREDI, F. D. Alguns aspectos do plantio direto para a cultura da soja. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 19, n. 1, p. 23-31, jan./abr. 2003.

FINEA, P.; HALPERINB, R.; HADASC, R. Economic considerations for wastewater upgrading alternatives: An Israeli test case. **Journal of Environmental Management**, Orlando, v. 78, p. 163–169, 2006.

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

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

FRIEDLER, E.; LAHAV, O.; JIZHAKI, H.; LAHAV, T. Study of urban population attitudes towards various wastewater reuse options: Israel as a case study. **Journal of Environmental Management**, Orlando, p. 1-11, 2005.

GARTNER, I. R.; GAMA, M. L. S. Avaliação multicriterial dos impactos ambientais da suinocultura no Distrito Federal: um estudo de caso. **Organizações rurais agroindustriais**, Lavras, v. 7, n. 2, p. 148-161, 2005.

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

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

GOMES, P. C.; FONTES, M. P. F.; SILVA, A. G.; MENDONÇA, E. S.; NETTO, A. R. Selectivity sequence and competitive adsorption of heavy metals by brazilian soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 65, p. 1115-1121, 2001.

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

GUO, L. B.; SIMS, R. E. H. Effects of light, temperature, water and meatworks effluent irrigation on eucalypt leaf litter decomposition under controlled environmental conditions. **Applied Soil Ecology**, Dublin, v. 17, p. 229-237, 2001.

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

HERNANI, L. C.; SALTON, J. C.; FABRICIO, A. C.; DEDECEK, R.; ALVES JÚNIOR, M. Perdas por erosão e rendimentos de soja e de trigo em diferentes sistemas de preparo de um Latossolo Roxo de Dourados - MS. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, n. 4, p. 667-76, 1997.

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

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

HUYNH, H.; FELDT, L. S. Estimation of the box correction for degrees of freedom from sample data in randomized block and split-plot designs. **Journal of Educational Statistics**, Michigan, v. 1, n. 1, p. 69-82. 1976.

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

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ - IAPAR. **Manual de análise química do solo e controle de qualidade**. Londrina: IAPAR, 1992. 40 p. (Circular Técnica, 76).

KIMMELL, R. J.; PIERZYNSKI, G. M.; JANSSEN, K. A.; BARNES, P. L. Effects of tillage and phosphorus placement on phosphorus runoff losses in a grain

sorghum–soybean rotation. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 30, p. 1324-1330, 2001.

KONZEN, E. A. ALVARENGA, R. A. **Manejo e utilização de dejetos animais: aspectos agrônômicos e ambientais**. Sete Lagoas, EMBRAPA – CNPMS, 2005. (Circular Técnica 63).

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

KONZEN, E. A. Fertilização de lavoura e pastagem com dejetos de suínos e cama de aves. SEMINÁRIO TÉCNICO DA CULTURA DE MILHO, 5., Videira - SC, 2003. **Informe técnico...** Videira – SC: CNPSA, 2003.

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

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

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

LIMA, J. L. M. P.; GONZÁLEZ, C. B.; LIMA, M. I. P. Experiências laboratoriais sobre a influência do movimento de chuvadas no transporte de sais solúveis no escoamento superficial. In: CONGRESO IBÉRICO SOBRE GESTIÓN Y PLANIFICACIÓN DE AGUAS, 3., 2002, Sevilla. **Anais...** Sevilla, 2002. Disponível em: http://alojamientos.us.es/ciberico/archivos_html/sevillacomu3.1.htm. Acesso em: 01 nov. 2006.

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

LOPES, A.S. **Manual internacional de fertilidade do solo**. Piracicaba: POTAFOS, 1998. 177 p.

LOPEZA, A.; POLLICEA, A.; LONIGROB, A.; MASIC, S.; PALESED, A. M.; CIRELLIE, G. L.; TOSCANOE, A.; PASSINOA, R. Agricultural wastewater reuse in southern Italy. **Desalination**, L'Aquila, v. 187, p. 323–334, 2006.

MADWAL, K.; TARAZI, H. Desalination techniques for industrial wastewater reuse. **Desalination**, L'Aquila, v. 152, p. 325-332, 2002.

MAEHLER, A. R.; PIRES, J. L. F.; COSTA, J. A.; FERREIRA, F. G. Potencial de rendimento da soja durante a ontogenia em razão da irrigação e arranjo de plantas. **Pesquisa agropecuária brasileira**, Brasília, v. 38, n. 2, p. 225-231, 2003.

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

MALAVOLTA, E. **Manual de calagem e adubação das principais culturas**. 1. ed. São Paulo: Agronômica Ceres, 1987, 496 p.

MARCATO, S. M.; LIMA, G. J. M. M. Efeito da restrição alimentar como redutor do poder poluente dos dejetos suínos. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 855-863, 2005.

MARDIA, K. V.; KENT, J. T.; BIBBY, J. M. **Multivariate analysis**. Academic Prez, INC, 1989. 518 p.

MARQUES, M. O.; MELO, W. J.; MARQUES, T. A. Metais pesados e o uso de biossólido na agricultura. In: TSUTIYA, M. T.; COMPARINI, J. B.; ALVES SOBRINHO, P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. C. T.; MELFI, A. J.; MELO, W. J.; MARQUES, M. O. **Biossólidos na agricultura**. 2. ed. São Paulo: ABES/SP, 2002. p. 365-403.

MARTINEZ, M. A.; RAMOS, V. B. N.; MATOS, A. T.; OLIVEIRA, R. A.; COSTA, S. N. Influência da competição catiônica nos valores de fator de retardamento e coeficiente de dispersão-difusão de zinco e cobre no solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 5, n. 2, p. 211-215, 2001.

McISAAC, G. F.; MITCHELL, J. K.; HIRSCHI, M. C. Dissolved phosphorus concentrations in runoff from simulated rainfall on corn and soybean tillage systems. **Journal of soil and water conservation**, Ankeny, v. 50, n. 4, p. 383-386, jul./aug. 1995.

MELLO, E. L.; BERTOL, I.; ZAPAROLLI, A. L. V.; CARRAFA, M. R. Perdas de solo e água em diferentes sistemas de manejo de um Nitossolo háplico

submetido à chuva simulada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 901-909, 2003.

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

MELO, W. J.; MARQUES, M. O.; SILVA, F. C.; BOARETTO, A. E. Uso de resíduos sólidos urbanos na agricultura e impactos ambientais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., 1997, Rio de Janeiro. **Anais...** Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1997. CD-ROM.

MENTEN, J. F. M.; KU, P. K.; MILLER, E. R. Efeitos da suplementação de alto nível de cobre e biotina na dieta de suínos de 8 a 20 kg. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 49, n. 1, p. 163-166, 1992.

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

MONTEBELLER, C. A.; CARVALHO, D. F.; ALVES SOBRINHO, T.; NUNES, A. C. S.; RUBIO, E. Avaliação hidráulica de um simulador de chuvas pendular. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 5, n. 1, p. 1-5, 2001.

NASCIMENTO, J. M. **Desenvolvimento de um infiltrômetro de aspersão: INFIASPER/UFMS – Fases III e IV**. 2005, 50 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Dourados, 2005.

NUCCI, N. L. R.; ARAÚJO, J. L. B.; SILVA, R. J. C. **Tratamento de esgotos municipais por disposição no solo e sua aplicabilidade no estado de São Paulo**. São Paulo: Fundação Prefeito Faria Lima – Centro de Estudos e Pesquisas de Administração Municipal, 1978. 70 p.

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

OLIVEIRA, J. R.; CARVALHO, D. F.; PINTO, M. F.; SILVA, L. D. B.; SOUZA, W. J.; SALVADOR, C. A. Perdas de solo, água nutrientes em um argissolo vermelha-amarelo, considerando diferentes padrões de precipitação. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 36., 2007, Bonito. **Anais...** Bonito: SBEA, 2007. 1 CD-ROM.

OLIVEIRA, W. **Uso de água residuária da suinocultura em pastagens da *Brachiária Decumbens* e Grama Estrela *Cynodom Plectostachyum***. 2006, 104 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2006.

PANACHUKI, E.; ALVES SOBRINHO, T.; VITORINO, A. C. T.; CARVALHO, D. F.; URCHEI, M. A. Parâmetros físicos do solo e erosão hídrica sob chuva simulada, em área de integração agricultura-pecuária. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 2, p. 261–268, 2006.

PAPAIACOVU, I. Case study - wastewater reuse in Limassol as an alternative water source. **Desalination**, L'Aquila, v. 138, p. 55-59, 2001.

PARANÁ (Estado). Secretaria de Estado da Agricultura e do Abastecimento – SEAB. **A pecuária paranaense em foco**. Curitiba, 2003, 60 p.

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

PERDOMO, C. C; COSTA, R. R; MEDRI, V; MIRANDA, C. R. **Dimensionamento de sistema de tratamento e utilização de dejetos suínos**. Concórdia, EMBRAPA - CNPSA, 1999. 5 p. (Comunicado Técnico 234).

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

PEREIRA, S. B.; PRUSKI, F. F.; SILVA, D. D.; MATOS, A. T. Desprendimento e arraste do solo pelo escoamento superficial. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 7, n. 3, p. 423-429, 2003.

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

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

PINTO, N. L.; HOLTZ, A. C. T.; MARTINS, J. A. **Hidrologia básica**. 1. ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1976. 279 p.

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

QUEIROZ, E. F.; MOLION, L. C. B.; MINOR, H. C.; NEUMAIER, N. Um modelo matemático de quantificação do efeito da disponibilidade hídrica em soja. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 31, n. 10, p. 683-690, out. 1996.

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

QUINTON, J. N.; CATT, J. A.; HESS, T. M. The selective removal of phosphorus from soil is event size important? **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 30, p. 538-545, 2001.

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

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

RAIJ, B. V.; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2001. 285 p.

RAIJ, B. V. **Fertilidade do solo e adubação**. Piracicaba: Agrônômica Ceres, Associação Brasileira para a pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1991. 343 p.

RODRIGUES, R. S. **As dimensões legais e institucionais do reúso de água no Brasil: proposta de regulamentações do reúso no Brasil**. 2005, 177 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) - Escola Politécnica da 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.

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

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

SCHAEFER, C. E. R.; SILVA, D. D.; PAIVA, K. W. N. Soil, nutrient and organic matter losses in a Red-Yellow Podzolic under simulated rainfall. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, n. 5, p. 669-678, may. 2002.

SHARPLEY, A. N.; MCDOWELL R. W.; KLEINMAN, P. T. A. Phosphorus loss from land to water: integrating agricultural and environmental management. **Plant and Soil**, Springer, v. 237, p. 287-307, 2001.

SHARPLEY, A.; DANIEL, T. C.; SIMS, J. T.; POTE, D. H. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 51, n. 2, p. 160-166, 1996.

SILVA, A. B.; RESENDE, M.; SOUSA, A. R.; MARGOLIS, E. Mobilização do solo, erosão e produtividade de milho e feijão em um regossolo no agreste pernambucano. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 34, n. 2, p. 299-307, fev. 1999.

SILVA, A. M.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; LIMA, J. M.; AVANZI, J. C.; FERREIRA, M. M. Perdas de solo, água, nutrientes e carbono orgânico em Cambissolo e Latossolo sob chuva natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, n. 12, p. 1223-1230, 2005c.

SILVA, C. G.; ALVES SOBRINHO, T.; VITORINO, A. C. T.; CARVALHO, D. F. de. Atributos físicos, químicos e erosão entressulcos sob chuva simulada, em sistemas de plantio direto e convencional. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, n. 1, p. 144-153, jan./abr. 2005a.

SILVA, F. F. P.; SCHAEFER, C. E. G. R.; AMORIM, R. S. S.; PAIVA, K. W. N. Efeito da cobertura nas perdas de solo em um Argissolo vermelho-amarelo utilizando simulador de chuva. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, n. 2, p. 409-419, mai./ago. 2005b.

SILVA, P. R. F.; ARGENTA, G.; SANGOI, L.; STRIEDER, M. L.; SILVA, A. A. Estratégias de manejo de coberturas de solo no inverno para cultivo do milho

em sucessão no sistema semeadura direta. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 36, n. 3, p. 1011-1020, mai./jun. 2006.

SINGER, J. M.; ANDRADE, D. F. Análise de dados longitudinais. SIMPÓSIO NACIONAL DE PROBABILIDADE ESTATÍSTICA, 7, 1986, Campinas - SP, **Anais...** Campinas – SP: UNICAMP, 1986. p. 1-44.

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

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

SOUZA, M. D. **Desenvolvimento e utilização de um simulador de chuvas para estudos de atributos físicos e químicos do solo relacionados a impactos ambientais**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004, 20 p.

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

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

THEIVEYANATHANA, S.; BENYONB, R. G.; MARCARA, N. E.; MYERSA, B. J.; POLGLASEA, P. J.; FALKINERA, R. A. An irrigation-scheduling model for application of saline water to tree plantations. **Forest Ecology and Management**, Ringwood, v. 193, p. 97–112, 2004.

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

TOZE, S. Reuse of effluent water—benefits and risks. **Agricultural Water Management**, Palmerston North, v. 80, p. 147–159, 2006.

VIVALDI, L. J. Análise de experimentos com dados repetidos ao longo do tempo (Mini-curso 6). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 27., 1999, Brasília. **Anais...** Brasília: EMBRAPA – Cerrado. 52 p. 1999. p. 1-26.

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

YLI-HALLA, M.; HARTIKAINEN, H., EKHOLM, P.; TURTOLO, E.; PUUSTINEN, M.; KALLIO, K. Assessment of soluble phosphorus load in surface runoff by soil analyses. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Charlottetown, n. 56, p. 53-62, 1995.