

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

**TRANSFERÊNCIA DE FÓSFORO POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL DEVIDO AO
REUSO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA E À ADUBAÇÃO MINERAL EM
SOLO CULTIVADO COM SOJA EM DIFERENTES DECLIVIDADES E INTENSIDADES DE
PRECIPITAÇÃO**

JONATHAN DIETER

CASCAVEL – Paraná - Brasil

Novembro - 2013

JONATHAN DIETER

**TRANSFERÊNCIA DE FÓSFORO POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL DEVIDO AO
REUSO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA E À ADUBAÇÃO MINERAL EM
SOLO CULTIVADO COM SOJA EM DIFERENTES DECLIVIDADES E INTENSIDADES DE
PRECIPITAÇÃO**

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

Orientador: Prof Dr. Silvio Cesar Sampaio
Co-orientador: Prof Dr. Divair Christ
Co-orientadora: Prof Dra. Simone Damasceno
Gomes

CASCADEL – Paraná - Brasil

Novembro – 2013

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

D565 Dieter, Jonathan

Transferência de fósforo por escoamento superficial devido ao reuso de água residuária de suinocultura e a adubação mineral em solo cultivado com soja em diferentes declividades e intensidades de precipitação/
Jonathan Dieter; orientador: Sílvio Cesar Sampaio -- Cascavel, 2013.
52p.

Tese (Doutorado – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola) -- Área de concentração de recursos híbridos, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, 2013.

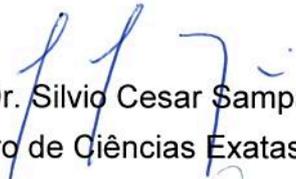
1. Escoamento Superficial. 2. Qualidade da Água. 3. Eutrofização. 4. Poluição difusa. I. Sampaio, Sílvio Cesar, orient. II. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. III. Título.

Ficha catalográfica elaborada por Dalva Oliveira Cabral – CRB – 9/ 1656

JONATHAN DIETER

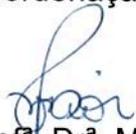
"Transferência de fósforo por escoamento superficial devido ao reuso de água residuária de suinocultura e à adubação mineral em solo cultivado com soja em diferentes declividades e intensidades de precipitação"

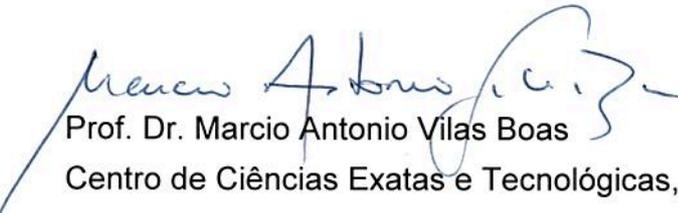
Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação "Stricto Sensu" em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de doutor em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, **aprovada** pela seguinte banca examinadora:


Orientador: Prof. Dr. Silvio Cesar Sampaio
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE


Prof.ª Dr.ª Adriana Smanhotto
Coordenação de Recursos Naturais, IFMS


Prof.ª Dr.ª Tatiane Cristina Dal Bosco
Coordenação de Engenharia Ambiental, UTFPR


Prof.ª Dr.ª Maritane Prior
Centro de Ciências Agrárias, UNIOESTE


Prof. Dr. Marcio Antonio Vilas Boas
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE


Prof. Dr. Ralpho Rinaldo dos Reis
Centro de Ciências Médicas e Farmacêuticas, UNIOESTE

Cascavel, 13 de novembro de 2013.

BIOGRAFIA

Jonathan Dieter, nascido em 16/09/1984, é natural de Guaraciaba, Santa Catarina. É Graduado em Engenharia Agrícola pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná (2007) e no período de graduação foi bolsista de Iniciação Científica/CNPq. Recebeu o certificado de Destaque de Menção Honrosa no XVI Encontro Anual de Iniciação Científica (2006-2007) (Orientador Silvio César Sampaio). Mestre em Engenharia Agrícola pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná, na área de concentração de Recursos Hídricos (Orientador Silvio César Sampaio) (2009). Doutorando (2010) em Engenharia Agrícola pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná na área de concentração de Recursos Hídricos (Orientador Silvio César Sampaio). Atualmente, é Professor Assistente da Universidade Federal do Paraná, no Campus de Palotina.

À minha mãe Anabel,
e às minhas irmãs, Daiane e Maruana,
exemplos de vida e luta,
cujo amor e dedicação elevam-me a cada
instante.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Nestes agradecimentos, gostaria de destacar que, nem o projeto e nem mesmo a própria tese teriam se tornado realidade sem a ajuda e a confiança de grandes amigos. Alguns de longa data, outros apresentados durante o desenvolvimento deste projeto. Alguns com influência direta outros não, mas todos com um papel muito importante. A todos aqueles aqui mencionados e àqueles que, de alguma forma, colaboraram, o meu mais sincero agradecimento.

Agradeço a Deus pela vida, saúde, proteção e pelos caminhos apontados ao longo do percurso e por ter colocado em meu caminho amigos tão especiais.

Ao CNPq, à Capes e à Fundação Araucária, pelo apoio financeiro.

À UNIOESTE, *campus* Cascavel, em especial ao Curso de Graduação de Engenharia Agrícola e ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola – PGEAGRI, por me oportunizarem boa formação acadêmica e profissional.

À equipe da UFPR, Setor de Palotina, pela compreensão, pelo apoio e pelo incentivo para a realização do doutorado, em especial ao colegiado de Agronomia.

Aos Professores do PGEAGRI, em especial aos que ministraram disciplinas das quais eu fiz parte enquanto aluno (Prof. Ailton Kunz, Prof. Divair Christ, Prof. Erivelto Mercante, Prof. Júlio Palhares, Prof.^a Lúcia Helena Pereira Nóbrega, Prof. Marcio Antonio Vilas Boas, Prof Miguel Angel Uribe Opazo, Prof.^a Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa, Prof.^a Silvia Renata Machado Coelho, Prof Silvio César Sampaio, Prof.^a Simone Damasceno Gomes), obrigado pelo conhecimento transmitido.

À secretária do PGEAGRI, Vera Celita Schmidt, pelo empenho dedicado ao Programa e pela constante disposição no atendimento e pelos esclarecimentos prestados durante o período de realização do doutorado.

Gostaria de agradecer ao Professor, Orientador e Amigo Silvio Cesar Sampaio, por esses 11 anos de convívio e aprendizado. Agradecer pela confiança depositada ao longo do tempo. Pedir desculpas se em algum momento confundi o aspecto profissional com o pessoal. Agradeço pelos ensinamentos e pela paciência profissional que você sempre teve comigo. Muito Obrigado.

À Prof.^a Simone Damasceno Gomes, pela confiança depositada e na captação de recurso junto à agência de fomento para a realização do projeto de tese. Agradeço pelo incentivo, pela compreensão durante a realização do doutorado e pelas contribuições ao projeto de tese no exame de qualificação. Agradeço também por ter aberto as portas do laboratório de Saneamento Ambiental para que esta pesquisa pudesse acontecer.

Agradeço à Prof.^a Silvia Renata Machado Coelho, pela amizade, carinho, compreensão, incentivo, puxões de orelha, durante os vários anos de convívio. Agradeço pelos ensinamentos acadêmicos e da vida.

Ao Prof. Divair Christ, pelo conhecimento transposto, pela ajuda na elaboração do projeto de tese bem como pelo incentivo com conversas durante as análises estatísticas. Agradeço pelo tempo disponibilizado em sanar dúvidas tão básicas em relação à estatística utilizada no projeto.

Ao Prof. Teodorico Alves Sobrinho, pelo incentivo e pelas contribuições realizadas no exame de qualificação do projeto de tese. Agradeço pela recepção na UFMS e por disponibilizar tempo em sanar algumas dúvidas em relação ao simulador de chuva e ajudar na aquisição do simulador de chuva.

Ao Prof. Eloy Lemos de Mello, pelas contribuições no exame de qualificação e conversas no RHESA que foram como caminhos a serem seguidos.

Ao Prof. Pitágoras Augusto Piana, pelo tempo disponibilizado e ajuda na análise estatística dos dados.

Ao Prof. Márcio Antônio Vilas Boas, pela compreensão, pelos ensinamentos e conselhos nas conversas do RHESA.

Ao meu amigo e colega de trabalho Joel Gustavo Teleken, pelas longas conversas profissionais e pessoais, na Universidade ou nos momentos de descontração, que me ajudaram a tomar muitas decisões. Agradeço pelo constante empenho em ajudar-me na implantação, execução do experimento e análise dos dados.

Ao meu amigo Lisdefferson Hamann Andrade (Guarapa), pela presença nos bons e difíceis momentos durante esta etapa. Agradeço pelos avisos de 'alerta' e que a vida segue. Agradeço pelos inúmeros favores realizados bem como pelos momentos de descontração.

Gostaria de agradecer em especial ao meu amigo e colega Adir Otto Schmidt, pelo exemplo de empenho e dedicação. Agradeço pelos conselhos dados como Professor e como Pesquisador que me fizeram crescer muito profissionalmente. Agradeço pela ajuda em solucionar problemas experimentais que tornaram nossa vida no campo mais fácil e, pela imensamente ajuda, forma voluntária, na realização das análises laboratoriais, em que você sacrificou seus sábados e domingos de folga, ao ficar até altas horas da madrugada para me ajudar. Meu muito obrigado, pois sem a sua ajuda não teria vencido esse desafios.

Aos alunos (orientados e amigos) que 'vestiram a camisa' e me ajudaram, e muito, na implantação e condução do experimento, pois sem a ajuda de vocês não teria sido possível cumprir os prazos e vencer os desafios. Muito obrigado Camila, Dalva, Emanuelle, Henrique Mariani, João, Juliano C. Moura, Juliano Rauber, Maicon, Marlon, Oscar, Rafael Reis, Rafael Schneider, Rayssa, Roger e André.

Aos colegas de trabalho, Vilson Luiz Kunz e Leandro Paiola Albrecht, pela ajuda na execução do experimento e pelas assistências técnicas durante o desenvolvimento das culturas.

Ao Edison, pela constante disposição em colaborar.

Aos colegas de mestrado, doutorado e pós-doutorado Mauren, Gustavo, Cristiane (*in memoriam*), Pâmela, Carla, Marcelo pela ajuda nas análises laboratoriais. Aos demais colegas do PGEAGRI e CONSERVAÇÃO E MANEJO DE RECURSOS NATURAIS (mestrado, doutorado e pós-doutorado), pelos momentos compartilhados e incentivos. À Dinéia Tessaro, pela ajuda na qualificação e estágio de docência.

Gostaria também de agradecer aos colegas da UFPR Alexandre Leseur, Alessandra Monteiro, Carine, Elisandro Pires Frigo, Dilcemara Zenatti, Robson Luiz Missio, Roberta Paulert, Leda Maria Saragiotto Colpini, Helton José Alves, Fabio e Luciano Caetano que, de alguma forma, contribuíram, seja com incentivo, empréstimo de equipamentos ou de laboratório.

Gostaria de agradecer aos amigos Renato, Reinaldo e Carlos, sempre disponíveis nas horas estressantes para descontraír. Agradeço também pelo incentivo.

Gostaria de agradecer aos meus amigos de Santa Catarina que sempre acreditaram e incentivaram. Agradeço pelos momentos de descontração, proporcionados nos jogos de futebol, acampamentos, festa e momentos de descontração cervejas do Copo Sujo. Meu muito obrigado a todos.

Agradeço em especial a algumas pessoas que, além acreditarem em mim, sempre me incentivaram e mostraram o caminho correto, meus sinceros agradecimentos: Tio Irno de Rocco, Tia Maria Ana de Rocco, Tia Solia Agostini, Tio Pedro Agostini, Tio Nisío Romio e Tia Olímpia Romio.

Ao pessoal da manutenção da UFPR – Setor Palotina, por terem aberto as portas da manutenção e pela ajuda sempre de forma imediata na solução de problemas, muitas vezes fora do horário de expediente. Muito obrigado André Marta Rocha, Édino, Vanderlei, Thiago, Sirval, Eliezer, Almir, Edmircio, Gustavo e Rafael.

Aos amigos vigilantes e porteiros da UFPR – Setor Palotina, que sempre ajudaram e facilitaram a execução deste projeto.

Ao Miúra, engenheiro eletricista da UFPR, pelo empenho e dedicação em disponibilizar energia elétrica na área experimental.

Agradeço à Dircelei e Neivair pela dedicação e empenho em me ajudar a solucionar problemas burocráticos durante a realização dos experimentos.

Agradeço ao setor de convênios da UNIOESTE – *Campus Cascavel* (Carmen e Ezra), pela paciência em me explicar os trâmites legais e pelo empenho e dedicação na aquisição dos materiais e equipamentos necessários para execução deste projeto.

Aos motoristas da UNIOESTE e da UFPR pela disposição em me auxiliar nas inúmeras viagens realizadas durante o desenvolvimento do projeto.

Quero também agradecer ao Luciano Miotto, proprietário da Granja Miotto, que disponibilizou de forma gratuita a água residuária da suinocultura utilizada no projeto.

Agradecer à C. Vale, pela doação dos tambores de polietileno, utilizados para a coleta da água residuária da suinocultura, escoamento superficial.

À UNITON, pela doação de mais de 1000 frascos de vidros, que foram higienizados e preparados para o armazenamento das amostras de solução escoada.

À TREVISAN EQUIPAMENTOS, pela troca de ideias na construção dos lisímetros e nas adaptações do simulador de chuva.

Às minhas irmãs Maruana e Daiane e aos amigos Eduardo e João, pelo incentivo, carinho e compreensão. Vocês foram muito importantes nessa etapa. Agradeço em especial à minha mãe, Anabel, pelo constante afeto, carinho, incentivo, confiança e orações.

TRANSFERÊNCIA DE FÓSFORO POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL DEVIDO À APLICAÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DA SUINOCULTURA E À ADUBAÇÃO MINERAL EM SOLO COM DIFERENTES DECLIVIDADES SOB CONDIÇÃO DE CHUVA SIMULADA

RESUMO

A aplicação de água residuária da suinocultura (ARS) em solos sob plantio direto pode resultar no aumento dos teores de fósforo em suas camadas superficiais, a fim de atenuar o risco de transferência via escoamento superficial para o meio aquático. O objetivo do trabalho foi avaliar, em dois períodos da cultura da soja, o transporte de fósforo junto à solução escoada na superfície devido à aplicação de ARS e a adubação mineral (ADM) no solo conduzido em plantio direto com diferentes declives (i) e submetido à simulação de diferentes intensidades de chuva (I_p). O experimento foi conduzido em Latossolo Vermelho eutroférico. O trabalho consistiu da aplicação de doses de ARS (0, 75; 150; 225 e 300 $m^3 \cdot ha^{-1}$) juntamente com doses de ADM (0%, 25%, 50%, 75% e 100% recomendadas para a cultura) sobre parcelas de solo de 0,70 m^2 com diferentes declives (i) (4, 9, 14, 19 e 24 %), seguido da simulação da I_p (45, 60, 75, 90 e 105 $mm \cdot h^{-1}$) em dois períodos, logo após aplicação das adubações e semeadura (APA) e após a colheita da soja (APC). Após o início do escoamento superficial, simulou-se a I_p por um período de 72 minutos. Coletaram-se amostras independente da solução escoada em intervalos de 24 minutos. Determinaram-se as concentrações do fósforo total (Pt), fósforo particulado (Pp) e fósforo solúvel (Ps) nas amostras coletadas. Utilizou-se o delineamento composto central rotacional (DCCR), em planejamento fatorial completo 2^4 , com pontos axiais ($\alpha = (2^n)^{1/4}$), totalizando 28 ensaios, analisados como medida repetida no tempo. Observou-se que as concentrações de Pt, Ps e Pp na solução escoada foram influenciadas positivamente e na seguinte ordem $ARS > i > I_p$. Os modelos de regressão linear múltiplos ajustados sobre as concentrações Ps e Pp na solução escoada demonstraram que a ARS potencializa a transferência de Ps para o meio aquático, enquanto os fatores que influenciam no transporte (i e I_p) têm maior importância na concentração de Pp transportado. Durante o escoamento superficial, se observou que as maiores concentrações de Pt, Ps e Pp ocorrem no início do escoamento superficial do período APA, cujas concentrações de Pt foram reduzidas em torno de 0,45 $mg \cdot L^{-1}$ no período APC. A aplicação de ARS potencializou o transporte de fósforo via escoamento superficial e atingiu concentrações superiores às estabelecidas pela legislação, representando assim um potencial de contaminação ambiental.

Palavras-chave: escoamento superficial; qualidade de água, eutrofização, poluição difusa

..

TRANSFERRING PHOSPHORUS BY SURFACE FLOW DUE TO SWINE WASTEWATER APPLICATION AND MINERAL FERTILIZATION ON SOIL WITH DIFFERENT DECLIVITIES UNDER SIMULATED RAIN CONDITION

ABSTRACT

Swine wastewater application (SWW) in soils under no-tillage system can result in increased levels of phosphorus on soil surface layers, reducing the transferring risk via runoff into the aquatic environment. This trial aimed at evaluating, in two periods of soybean cropping, phosphorus transportation with the drained surface due to SWW application and mineral fertilization (MF) to a soil under no-tillage system with different declivities (i) and submitted to the simulation of different rain intensities (I_p). The trial was carried out on a Eutrophic Red Latosol. The study consisted in applying SWW doses (0, 75, 150, 225 and 300 m³.ha⁻¹) with MF doses of (0%, 25%, 50%, 75% and 100% recommended to the crop) on 0.70 m² soil plots with different declivities (i) (4, 9, 14, 19 and 24%) followed by the I_p simulation (45, 60, 75, 90 and 105 mm h⁻¹) in two periods just after fertilizer application and seeding (AFAP) and after soybean harvest (ASH). After the runoff, it was simulated the I_p during 72 minutes by collecting independent samples drained solution at intervals of 24 minutes. The concentrations of total phosphorus (Pt), particulate phosphorus (Pp) and soluble phosphorus (Ps) were determined based on the collected samples. The central composite rotational design (CCRD) was used in a complete factorial design 2⁴, with axial points ($\alpha = (2^n)^{1/4}$), totaling 28 essays analyzed as a repeated measure along time. It was observed that concentrations of Pt, Ps and Pp in the runoff solution were positively influenced and showed the following order ARS > i > I_p . The multiple linear regression models adjusted for Ps and Pp concentrations in the runoff solution showed that SWW enhances the Ps transferring to the aquatic environment, while the factors that influence the transportation (i and I_p) showed greater importance in the concentration of transported Pp. During runoff, it was observed that the highest concentrations of Pt, Ps and Pp occurred at the beginning of runoff from the AFAP period, whose Pt concentrations reduced nearly 0.45 mg.L⁻¹ during the ASH period. SWW application enhanced phosphorus transportation through runoff and reached higher concentrations when compared to those established ones by law. Thus, it represents a potential contamination to the environment.

Keywords: diffuse pollution, eutrophication, leaching, runoff, water quality

SUMÁRIO

RESUMO.....	ix
ABSTRACT	x
LISTA DE TABELAS.....	xiii
LISTA DE FIGURAS.....	xiv
1. INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVOS	3
2.1 Geral	3
2.2 Específicos	3
3 REVISÃO BIBLIGRAFICA	4
3.1 Reúso de água na agricultura.....	4
3.2 Suinocultura	5
3.3 Produção e caracterização dos dejetos de suínos.....	6
3.4 Reúso de água residuária da suinocultura como fertilizante e alterações nas características do solo.....	10
3.5 Poluição difusa do ambiente provocada pela água residuária da suinocultura aplicada ao solo.....	11
3.6 Fósforo como poluente ambiental das águas.....	13
3.7 Poluição difusa das águas superficiais por fósforo	14
3.8 Chuva Simulada	16
4 MATERIAL E METODOS	18
4.1 Delineamento experimental.....	18
4.2 Localização e caracterização da área experimental.....	19
4.3 Construção das parcelas experimentais e instalação do experimento no campo.....	20
4.5 Aplicações das adubações e realização da simulação da chuva	21
4.5.1 Água residuária da suinocultura.....	22
4.5.2 Semeadura da cultura e aplicação da adunações	22
4.5.3 Simulação da intensidade de precipitação.....	23
4.5.4 Coleta do material escoado	23
4.5.5 Dinâmica da realização dos ensaios.....	23
4.6 Análises laboratoriais.....	24
4.7 Análises estatísticas	24
5. RESULTADOS	26
5.1 Avaliação da transferência de fósforo no escoamento superficial.....	26
5.1.1 Análise de superfície de resposta.....	27
5.1.2 Estimativa dos efeitos lineares dos fatores sobre a concentração de fósforo transferido no escoamento superficial	33

5.1.3	Legislação Ambiental.....	34
5.2	Comportamento da transferência de fósforo durante o escoamento superficial .	34
5.2.1	Análise de superfície de resposta	35
5.2.2	Estimativa dos efeitos lineares dos fatores sobre a concentração de fósforo transferido durante o escoamento superficial.....	40
5.2.3	Legislação ambiental	42
6.	CONCLUSÕES	43
	AGRADECIMENTOS.....	44
	REFERENCIAS	45

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Caracterização físico-química de dezoito amostras de ARS, coletadas na região Oeste do Paraná e utilizadas em estudos de aplicação ao solo	9
Tabela 2 - Matriz do planejamento para os níveis estabelecidos (variáveis codificadas) e seus valores correspondentes (variáveis reais) para os quatro fatores estudados.	18
Tabela 3 - Matriz do planejamento completo 2^4 com os valores reais e codificados dos fatores independentes: ARS, ADM Ip e <i>i</i>	19
Tabela 4 - Propriedades químicas do solo antes do início do experimento na profundidade de 0 – 0,20 m.	20
Tabela 5 - Caracterização físico-química da água residuária da suinocultura (ARS) aplicada ao solo.	22
Tabela 6 - Dinâmica individual de realização dos ensaios de campo descritos na Tabela 2.....	24
Tabela 7 - Resumo da ANOVA referente ao transporte de Pt, Ps e Pp junto à solução escoada da superfície.	26
Tabela 8 - Modelos de regressão linear obtidos para o transporte de Pt, Ps e Pp na solução escoada na superfície durante o períodos APA.	27
Tabela 9 - Estimativa dos efeitos lineares dos fatores independentes sobre a concentração de Pt, Ps e Pp arrastado junto à solução escoada na superfície nos dois períodos de avaliação: APA e APC.....	33
Tabela 10 - Resumo da ANOVA referente ao estudo de arraste de Pt, Ps e Pp durante o escoamento superficial para os dois períodos avaliados.....	35
Tabela 11 - Modelos de regressão linear e múltipla, obtidos para o transporte de Pt, Ps e Pp na solução escoada na superfície durante o escoamento superficial no período avaliados APA.....	36
Tabela 12 - Estimativa dos efeitos lineares dos fatores independentes sobre a concentração de Pt, Ps e Pp transportados durante o escoamento nos dois períodos de avaliação: APA e APC.....	41

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Lisímetro de drenagem suspenso com coleta de escoamento superficial e lixiviado. (a) área útil de experimentação; (b) coletor do escoamento superficial gerado em “a”; (c) local de coleta do lixiviado; (d) sistema de inclinação do solo.....	21
Figura 2 -	Superfícies de respostas dos modelos ajustados para prever o transporte de Pt (A, B e C), Ps (D, E e F) e Pp (G, H e I) em função da taxa de ARS aplicada, intensidade de precipitação simulada (I_p) e declividade do solo (i) no período de avaliação ADA.....	29
Figura 3 -	Concentração média de Pt, Ps e Pp transferida nos dois períodos avaliados APD (30 minutos após aplicação das adubações) e APC (Após a colheita da cultura da soja).	32
Figura 4 -	Gráficos de superfícies de resposta dos modelos ajustados para prever o transporte de Pt aos 24 minutos (A, B C), Pt aos 48 minutos (D, E e F) e Pt aos 72 minutos (G, H e I) em função da taxa de ARS aplicada, intensidade de precipitação simulada (I_p) e declividade do solo (i) no período ADA.	37
Figura 5 -	Gráficos de superfícies de resposta dos modelos ajustados para prever o transporte de Ps_{24} (A, B C), Ps aos 48 minutos (D, E e F) e Pt aos 72 minutos (G, H e I) em função da taxa de ARS aplicada, intensidade de precipitação simulada (I_p) e declividade do solo (i) no período APA.	38
Figura 6 -	Transferência de Pt (A), Ps (B) e Pp (C) durante o escoamento da superficial nos dois períodos (APA e APC.)	39

1. INTRODUÇÃO

A criação de suínos, concentrada e em larga escala, resulta em grande quantidade de água residuária da suinocultura (ARS). A ARS é normalmente lançada ao solo como fonte de adubação orgânica e para ajudar a suprir a demanda hídrica das culturas, a fim de amenizar os custos de produção e aumentar o lucro das propriedades rurais. Contudo, a prática de adubação orgânica com ARS está sendo feita, na maioria das vezes, sem considerar critérios agronômicos ou ambientais, tem utilizado simplesmente a adubação mineral como adubação suplementar. Embora a ARS seja uma fonte de nutrientes, ela é considerada uma fonte de fertilizante não balanceada.

A suinocultura no Sul do Brasil é uma atividade agrícola desenvolvida basicamente em pequenas propriedades, onde o cultivo do solo, devido às boas condições climáticas, é intenso. Devido ao cultivo intenso do solo e aliada à forma de aplicação de ARS sobre a superfície do solo, é possível que as aplicações de ARS ocorram em curtos períodos do ano e propiciem aplicações reincidentes e, muitas vezes em doses elevadas, favoreçam o acúmulo de nutrientes no solo e a transferência para o meio aquático. O resultado deste tipo de manejo também potencializa a poluição difusa das águas superficiais e subterrâneas, tendo como um dos reflexos a degradação da qualidade da água por eutrofização.

Na maioria dos casos, a eutrofização de água doce é acelerada pelo aumento das entradas de fósforo, cujo escoamento superficial agrícola é um dos principais contribuintes. Como o fósforo é fator limitante da eutrofização das águas doces, a redução no arraste de fósforo junto à solução escoada de áreas agrícolas tornou-se objetivo de várias pesquisas, a fim de reduzir e controlar as entradas de fósforo para as águas superficiais.

O processo de transferência de fósforo junto à solução escoada na superfície envolve inúmeros fatores, como sistema de manejo e tipo do solo; fonte de adubação (orgânica ou mineral), intervalo entre a aplicação da adubação e o primeiro escoamento superficial, intensidade da precipitação pluviométrica inclinação do terreno dentre outros, tornando-se um processo complexo e de difícil estudo. Porém, os estudos que envolvem o maior número possível de fatores são necessários para o melhor entendimento do processo de transferência de fósforo junto à solução escoada. Isso possibilita algumas tomadas de decisões ambientalmente mais seguras e coesas.

Até o momento, diversos estudos envolvem o transporte de fósforo na solução escoada da superfície devido à aplicação de ARS e foram realizados e analisados por delineamento Inteiramente Casualizado (DIC) ou delineamento em blocos casualizados (DBC). A utilização desses delineamentos em esquema fatorial com vários fatores e níveis inviabiliza a utilização dos delineamentos para o estudo de transporte de fósforo na solução escoada por gerar um grande número de tratamentos, tempo de execução, custos.

Nesse sentido, a utilização de novos métodos estáticos que possibilitam avaliar simultaneamente diversos fatores em vários níveis faz-se necessária para compreender o processo de transporte de nutrientes junto à solução escoada na superfície. O delineamento composto central rotacional (DCCR), em esquema fatorial completo tipo de 2^k (k = número de fatores), com pontos axiais ($\alpha = (2^n)^{1/4}$), possibilita estudos com maior número de fatores e níveis, pois reduz o número de ensaios relativos ao tempo de execução, à mão de obra necessária e diminui os custos.

2 OBJETIVOS

2.1 Geral

O objetivo do trabalho foi avaliar o transporte de fósforo junto à solução escoada na superfície devido à aplicação de água residuária da suinocultura e adubação mineral ao solo com diferentes declives e de intensidades de chuvas simuladas em dois períodos da cultura da soja.

2.2 Específicos

- Avaliar o transporte de fósforo total (Pt), fósforo solúvel (Ps) e fósforo particulado (Pp) na solução escoada após a aplicação das adubações e colheita da soja.
- Comparar o transporte de fósforo total (Pt), fósforo solúvel (Ps) e fósforo particulado (Pp) ocorrido após a aplicação das adubações e após a colheita da soja.
- Avaliar os efeitos dos fatores independentes sobre as concentrações de fósforo total (Pt), fósforo solúvel (Ps) e fósforo particulado (Pp), transportados na solução escoada após a aplicação das adubações e colheita da soja.
- Avaliar o transporte na solução escoada de fósforo total (Pt), fósforo solúvel (Ps) e fósforo particulado (Pp) durante o escoamento superficial.
- Avaliar o comportamento do transporte na solução escoada de fósforo total (Pt), fósforo solúvel (Ps) e fósforo particulado (Pp) ocorridos durante o escoamento superficial.
- Avaliar o efeito dos fatores independentes sobre as concentrações de transporte de fósforo total (Pt), fósforo solúvel (Ps) e fósforo particulado (Pp) na solução escoada.

3 REVISÃO BIBLIGRAFICA

3.1 Reúso de água na agricultura

O termo “reúso de água” é amplamente discutido na literatura, embora haja divergência entre os vários autores, logo, dificulta o entendimento desta terminologia. Apesar disso, é de consenso que se defina “reúso de água” como o aproveitamento de águas já utilizadas, uma ou mais vezes, em alguma atividade humana, para o atendimento das necessidades de outros usos benéficos, inclusive o original, podendo ser direto ou indireto, pois decorre de ações planejadas ou não (BREGA FILHO; MANCUSO, 2003).

Embora não seja uma prática recente e tenha sido praticada em todo o mundo, o reúso ganhou força somente a partir dos anos 1990, visando a sua implementação em muitas partes do mundo, para os diferentes tipos de uso: agrícola, público e industrial, principalmente em regiões áridas e semiáridas, onde o clima impõe sérias restrições à produção agrícola, quase que inviabilizando a subsistência humana no local (PEREIRA, 2006).

O reúso de água no Brasil é bastante recente, iniciado também na década de 1990, e que foi difundido de forma crescente, especialmente impulsionado pela demanda financeira decorrente da Lei 9.433, de 1997, a qual implementa a Política Nacional de Recursos Hídricos com a outorga e a cobrança pelo uso dos recursos hídricos (LEITE, 2003; RODRIGUES, 2005).

O crescimento populacional nacional e mundial das últimas décadas tem sido um acelerador da degradação dos recursos hídricos, porquanto aumentou a demanda pela produção de alimentos de origem vegetal e animal, logo, foi considerado como o uso mais representativo da água em todo Planeta. De toda a água captada de rios ou do subsolo, aproximadamente, 70% são utilizados na irrigação, portanto, é uma atividade onerosa do ponto de vista hídrico, pois parte dela não é aproveitada pelas plantas, devido às perdas no sistema que, em grande parte, não retornam aos mananciais de origem (HESPANHOL, 2003; RODRIGUES; IRIAS, 2004). Contudo, apesar da elevada demanda hídrica e energética, a irrigação representa uma maneira eficiente para o aumento da produção de alimentos, pois permite mais de um plantio por ano e otimiza o uso das áreas agricultáveis, além de gerar desenvolvimento no campo com a criação de empregos e de renda. Aproximadamente 50% da população mundial dependem de alimentos oriundos de áreas irrigadas (PAZ *et al.*, 2000; MANTOVANI *et al.*, 2006). Sendo assim, para que a produção de alimentos seja mantida sem o comprometimento gradativo dos recursos hídricos, novas fontes de suprimento de água vêm sendo avaliadas (HESPANHOL, 2003).

Tendo em vista as considerações apresentadas acima, associadas à necessidade de prover o destino final de águas residuais provenientes de atividades diversas, a agricultura se destaca como receptora, pois pode tolerar águas de qualidade inferior se comparada à indústria e ao uso doméstico. Logo, é inevitável a crescente tendência para se encontrar na agricultura a solução dos problemas relacionados com efluentes (AYERS; WESTCOT; 1991).

Nesta perspectiva, os estudos e as atividades que utilizam águas residuais de baixa qualidade têm se tornado prática comum no mundo como alternativa para a irrigação, pois permitem o aproveitamento potencial das águas para o crescimento de plantas e minimizam o impacto decorrente da captação de água para irrigação, contudo, sem deixar de alcançar os benefícios apresentados por ela. Além disso, os elevados custos dos fertilizantes químicos fazem das águas residuais potenciais fontes de nutrientes a um baixo custo, elevando os ganhos na produção agrícola (HESPANHOL, 2003; MEDEIROS *et al.*, 2008).

O uso das águas residuais, entretanto, deve ser condicionado ao tratamento, ao tipo de cultivo, à escolha de métodos de aplicação e ao controle de riscos para o meio ambiente, pois, em longo prazo, o uso dessas águas pode causar efeitos da salinidade, sodicidade e acarretar a presença de outros elementos no solo e nas culturas. Há também a possibilidade de redução na disponibilidade de água para as plantas e incapacitação do solo para cultivo (AYERS; WESTCOT, 1991; HESPANHOL, 2003; VARALO *et al.*, 2010; CARNEIRO *et al.*, 2011). Além disso, outro aspecto de grande importância a ser considerado é o sanitário. Como salientado por Toze (2006) e Baumgartner *et al.* (2007), deve-se avaliar a presença de patógenos, bactérias, cistos de protozoários, ovos de helmintos e vírus que criam graves problemas de saúde pública, uma vez que podem acarretar enfermidades. Por isso, o aproveitamento de águas residuárias na agricultura deve ser planejado, considerando-se, principalmente, o tipo de cultura e a forma de aplicação da água (fatores relacionados à qualidade sanitária do produto e do solo), além do controle da exposição humana, aspectos econômicos, financeiros e socioculturais.

3.2 Suinocultura

O crescimento populacional, a urbanização e o aumento de renda nos países em desenvolvimento têm favorecido significativo aumento na demanda por alimentos de origem animal no Planeta. Neste cenário, algumas atividades intensivas, como a suinocultura, produtora de grande quantidade de proteína animal de alta qualidade, tendem a expandir e proporcionar incremento de renda e oportunidades no meio rural, pois empregam mão de obra familiar e minimizam a pressão sobre o meio urbano (MIRANDA, 2007, KUNZ *et al.*, 2007, GATIBONI *et al.*, 2008).

A carne suína é a mais produzida no Planeta e, em 2013, o Brasil foi responsável por 3,14% da produção mundial, o que representa 3,37 milhões de toneladas. Essa produção coloca o Brasil como o quarto maior produtor mundial, logo abaixo da China, União Europeia e Estados Unidos. Um dos motivos para que a suinocultura brasileira seja considerada uma das mais desenvolvidas do Planeta é devido ao alto potencial genético dos animais em produção. Neste cenário, a exportação de carne suína brasileira atingiu 600 mil toneladas em 2008, com redução de 11,1 % sobre as exportações de 2012, haja vista as consequências da crise econômica mundial ocorrida no período e os embargos comerciais (USDA, 2013).

É importante observar que o Brasil tem enorme potencial para aumentar sua participação na produção mundial de carne suína, já que em 2013 apenas 17,8 % da produção brasileira foi exportada (USDA, 2013). A contribuição da suinocultura à economia brasileira pode ter reflexo em todo o País porque é praticada com maior ou menor intensidade em todos os Estados, embora em dezembro de 2012, 49,5% do plantel efetivo estavam concentrados na região Sul. Nesta região, existem cerca de 19,23 milhões de cabeças, sendo 25,3 % no Paraná, 30,45 % no Rio Grande do Sul e 40,80 % em Santa Catarina (IBGE, 2013).

No Paraná, em dezembro de 2012, a atividade contava com um plantel efetivo de 5.52 milhões de suínos, concentrados principalmente na mesorregião Oeste desse Estado com 2,6 milhões de cabeças (IBGE, 2013). Destacam-se no cenário nacional os municípios de Toledo, Marechal Cândido Rondon e Nova Santa Rosa, sendo o terceiro, quinto e décimo quinto maiores produtores nacionais de suínos, respectivamente (IBGE, 2013).

No Paraná, tal atividade é desenvolvida em 136 mil propriedades, das quais, 85 % são de agricultura familiar (IBGE, 2006), com efeitos positivos na renda por empregar mão de obra familiar representativa, fonte de estabilidade social no campo, e reflexos positivos no meio urbano, responsável por intensificar a demanda de insumos agropecuários, o crescimento e a modernização dos setores de comercialização e agroindústrias (ROESLER e CESCNETO, 2004).

3.3 Produção e caracterização dos dejetos de suínos

No Brasil, a ARS não constituía fator preocupante até 1970, pois a concentração de animais por unidade de área era pequena. Não havia preocupação em estabelecer cuidados com sua disposição no meio ambiente, pois os solos das propriedades possuíam capacidade de absorver os dejetos lançados com a finalidade de adubação orgânica. No entanto, a partir de 1980, verificou-se aumento considerável na produção de animais confinados e na concentração final de ARS, potencializada pelo fortalecimento no processo

de integração e parcerias entre produtor e agroindústrias (PERDOMO et al, 2003). O aumento de ARS produzida na criação industrial de suínos associado ao manejo inadequado trouxe problemas ambientais significativos, como o acúmulo de dejetos, que geram poluição do solo, da água e do ar (PERDOMO et al, 2003; CAMPOS *et al.*, 2006; MIRANDA, 2007).

A ARS é constituída basicamente por fezes, as quais se apresentam normais nas formas sólida ou pastosa, além da urina. No entanto, esta característica do dejetos é alterada por uma série de fatores, que modificam sua qualidade e quantidade. Dentre eles, o tipo da unidade criação (unidade de produção de leitões, creche ou unidade de terminação) número de animais, o manejo da água em processos de limpeza e perdas em bebedouros, a dieta alimentar, as instalações e o desenvolvimento ponderal são os principais responsáveis pelas alterações nas características dos dejetos (PERDOMO *et al.*, 2003; LIMA, 2007)

O dejetos líquido de suínos (ARS), forma comumente encontrada e utilizada na agricultura, é composto basicamente por matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, sódio, magnésio, manganês, ferro, zinco, cobre e outros elementos incluídos nas dietas dos animais, com especial destaque para os elementos nitrogênio, fósforo, cobre e zinco (DIESEL *et al.*, 2002).

Os suínos não assimilam a totalidade dos nutrientes contidos nas rações. Em média, são absorvidos de 30 a 55% do nitrogênio, 20 a 50% do fósforo e de 5 a 20% do potássio, cujas taxas de excreção são de 45 a 60% para o nitrogênio; 50 a 80% para o fósforo e 70 a 95% para o potássio (KORNEGAY; HARPER, 1997). Para melhor avaliar estes indicadores, Lovatto *et al.* (2005) desenvolveram trabalho com modelagem da ingestão, retenção e excreção de nitrogênio e fósforo na suinocultura gaúcha e constataram que o consumo total de nitrogênio é de, aproximadamente, 34 mil toneladas por ano, das quais 24 mil toneladas são excretadas (70%). Os mesmos autores inferem que o consumo de fósforo é de 8 mil toneladas por ano, todavia, 6 mil toneladas são excretadas (74%).

A quantidade de fósforo excretada pelos suínos é elevada porque os cereais usados nas rações (milho e trigo) contêm grandes quantidades de fósforo orgânico (80 a 90%) (MINGGANG *et al.*, 1997, LEYTEM; TURNER; THACKER, 2004). A baixa eficiência na utilização destes compostos se deve às características morfofisiológicas desses animais, os quais, por serem monogástricos, não contêm enzimas fitases no sistema gastrointestinal capazes de hidrolisar tais compostos. Devido a isso, somente pequena parte do fósforo presente nos cereais é disponível para os animais, portanto, criou-se a necessidade de suplementos minerais contendo fósforo, o que favorece a ocorrência de altos teores desse elemento nos dejetos produzidos (SMITH *et al.*, 2004).

Além do fósforo e do nitrogênio, outros elementos estão contidos na ARS, como a matéria orgânica, 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).

Frente a essas características da ARS, parece improvável proceder seu manejo sem o uso de sistemas de tratamento, em busca da viabilidade ambiental da atividade. Contudo, esta prática ainda encontra resistência por parte dos produtores. Inicialmente, tal resistência encontra respaldo na tradição de que os dejetos suínos são bons fertilizantes, por conseguinte, os produtores têm ideias equivocadas de que não se faz necessário o tratamento de tais resíduos. Potencializando tal concepção, a necessidade de investimentos financeiros funciona como motivo adicional para a não adoção de sistemas adequados de tratamento, pois, na grande maioria dos casos, os investimentos em tratamento não são convertidos em renda direta (KUNZ *et al.*, 2007). Considerando tais aspectos, o sistema de esterqueiras representa uma realidade brasileira e representa um dos mecanismos mais comuns de tratamento da água residuária da suinocultura.

Diante do exposto, na Tabela 1, encontra-se a caracterização físico-química de dezoito amostras de dejetos suínos, utilizadas em experimentos na região Oeste do Paraná, a fim de demonstrar a grande variabilidade na concentração dos elementos presentes no dejetos.

Tabela 1 - Caracterização físico-química de dezoito amostras de ARS, coletadas na região Oeste do Paraná e utilizadas em estudos de aplicação ao solo

PARÂMETRO	UNIDADE	1*	2*	3*	4*	5**	6*	7*	8*	9*	10*	11*	12*	13*	14*	15*	16*	17*	18*
pH	-	7,70	7,50	7,40	8,30	8,10	7,50	7,40	8,30	7,95	7,73	7,9	7,62	7,90	9,20	7,8	7,57	7,08	7,09
CE	dS.m ⁻¹	6,70	5,65	4,38	4,64	7,16	5,65	4,38	4,64	4,53	4,98	2,1	-	2,95	4,71	5,43	-	-	-
Turbidez	NTU	940	358	620	400	-	358	620	400	-	459	278	-	-	-	393	281	349	4001
DBO	mg.L ⁻¹	2406	933	679	400	-	933	679	400	-	671	550	-	-	-	945	-	-	-
DQO	mg.L ⁻¹	3048	1262	1750	1320	-	1262	175	1320	-	1444	1450	-	-	-	1332	1378	574	5767
NTK	mg.L ⁻¹	1745	882	763	760	1100	882	763	760	631,4	-	338,8	481,7	481,6	520,8	887	265,1	1278,7	604,8
N inorg.	mg.L ⁻¹	-	-	-	-	-	-	-	-	436	-	-	-	-	-	-	246,4	1036	492,8
Norgân.	mg.L ⁻¹	-	-	-	-	-	-	-	-	195,4	-	-	-	-	-	-	18,7	242,7	112
NO ₂ ⁻	mg.L ⁻¹	2,78	2,20	1,91	1,99	-	2,20	1,91	1,99	-	-	8,00	-	-	-	2,25	-	-	-
NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	35	2,10	0,95	1,50	-	2,10	0,95	1,50	-	-	0,40	-	-	-	2,18	-	-	-
NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻	mg.L ⁻¹	-	-	-	-	-	-	-	-	2,03	-	-	153,8	56	56	-	78,4	112	50,4
NH ₄ ⁺	mg.L ⁻¹	1073	445,5	614,6	610	-	445,50	614,6	610	434	-	-	351,1	198,8	221,2	466,4	168	924	442,4
P	mg.L ⁻¹	171	104,4	107,71	64,46	144,2	104,40	107,7	64,4	171	92,1	221,9	-	28,5	56	108,6	69,44	145,1	107,4
K ⁺	mg.L ⁻¹	150	440	510	680	517,45	440	510	680	1,82	543,3	440	-	10	8,8	462,1	86,5	445,5	224,5
Ca ²⁺	mg.L ⁻¹	34,5	35,9	49,5	67,5	5,5	35,90	49,50	67,5	1,02	50,9	75	-	55	40	38,6	46	196,5	87
Mg ²⁺	mg.L ⁻¹	7,5	37,7	24	9,6	27	37,70	24,00	9,6	0,43	23,7	0,95	-	59,5	40	39,12	48	86,5	62,5
Na ⁺	mg.L ⁻¹	93	28	9,6	17	28	28,00	9,6	17	111	18,2	17	-	67,2	62,9	26	79,2	166,7	125
Fe ²⁺	mg.L ⁻¹	-	-	-	-	-	-	-	-	1,06	-	-	-	-	-	-	1,91	13,78	9,68
Mn ²⁺	mg.L ⁻¹	-	-	-	-	-	-	-	-	0,43	-	16,5	-	-	-	-	0,85	4,36	1,98
Cu ²⁺	mg.L ⁻¹	0,06	0,27	0,15	0,19	-	0,27	0,15	0,19	0,42	0,20	12,5	-	0,50	0	0,25	0,72	5,05	1,96
Zn ²⁺	mg.L ⁻¹	0,38	0,22	1,80	1,50	-	0,22	1,80	1,50	4,26	0,17	76,6	-	0,67	1,60	0,20	-	-	-
ST	mg.L ⁻¹	-	2330	3040	2550	-	2330	304	2550	1568	-	1481	-	7420	3600	-	11720	14532	4564
STF	mg.L ⁻¹	-	1070	1500	1470	-	1070	1500	1470	790	-	729	-	2520	1600	-	1128	5188	2004
STV	mg.L ⁻¹	-	1260	1540	1080	-	1260	1540	1080	778	-	671	-	4900	2000	-	10592	9344	2560
CT	NMP.1000 mL ⁻¹	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2.3 .10 ⁹	2.3 .10 ⁹	-	-	-	-
EC	NMP.1000 mL ⁻¹	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2.3 .10 ⁹	9.3 .10 ⁸	-	-	-	-
ET	NMP.1000 mL ⁻¹	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2.3 .10 ¹⁰	9.3 .10 ⁹	-	-	-	-

Notas: 1: Prior (2008); 2: Smanhotto (2008); 3: Smanhotto (2008); 4: Smanhotto (2008); 5: Dal Bosco *et al.* (2008); 6: Dal Bosco (2007); 7: Dal Bosco (2007) 8: Dal Bosco (2007) 9: Dieter (2009); 10: Soncela (2009); 11: Tessaro (2009); 12: Grutzmacher (2011); 13: Cosmann (2012); 14: Cosmann (2010); 15: Magi *et al.* (2011); 16: Kessler (2012); 17: Kessler (2012); 18: Kessler (2012); *Protocolo de APHA, AWWA & WEF (1998); ** Protocolo não descrito; CE: Condutividade elétrica; DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; DQO: Demanda química de oxigênio; NTK: Nitrogênio total Kjeldahl; N_{INORG}: Nitrogênio inorgânico; N_{ORG}: NO₂⁻: Nitrito; NO₃⁻: Nitrato Nitrogênio orgânico; NH₄⁺: Amônio; NO₂⁻+ NO₃⁻: Nitrito + Nitrato; P: Fósforo; K⁺: Potássio; Ca²⁺: Cálcio; Mg²⁺: Magnésio; Na⁺: Sódio; Fe²⁺: Ferro; Mn²⁺: Manganês; Cu²⁺: Cobre; Zn²⁺: Zinco; ST: Sólidos totais; STF: Sólidos totais fixos; STV: Sólidos totais voláteis.

3.4 Reúso de água residuária da suinocultura como fertilizante e alterações nas características do solo

A utilização de dejetos de suínos como fertilizante do solo tem sido difundida com base em aspectos econômicos, uma vez que representa recurso interno das propriedades rurais. Há nutrientes e matéria orgânica com potencial de aumentar a produtividade de grãos e a fertilidade do solo, os quais representam um importante fator agregador de valor aos resíduos provenientes da atividade, pois os nutrientes contidos nele, após a mineralização, podem ser absorvidos pelas plantas, da mesma forma que os fertilizantes químicos (SEGRANFREDO, 2007).

Neste contexto, vários são os relatos sobre as melhorias na produtividade de diversas culturas, como pastagens, milho, feijão, minimilho, eucalipto, hortaliças (CERETTA *et al.*, 2005a; SCHEFFER-BASSO *et al.*, 2008; MENEGHETTI, 2012; PELISSARI, 2009, SEIDEI *et al.*, 2010, SOUZA *et al.*, 2010; CABRAL *et al.*, 2011). Para Ceretta *et al.* (2005a), a eficiência da aplicação de água residuária da suinocultura para a nutrição de plantas, no sistema de rotação aveia preta/milho/nabo forrageiro com 0, 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹ antes da semeadura das culturas, acarretou em aumentos percentuais na produtividade de grãos de milho iguais a 193, 317 e 439% no primeiro ano, respectivamente. Scheffer-Basso *et al.* (2008) avaliaram a adubação do capim Tifton 85 com água residuária da suinocultura e verificaram incremento de massa seca ao final de 4 cortes de 112% (15 m³), 235% (30 m³) e 237% (45 m³), em comparação à testemunha.

Com relação às propriedades físicas do solo, ocorre uma divergência entre os autores. Campelo (1999) verificou que a aplicação de água residuária da suinocultura com diferentes concentrações de sólidos totais (0; 0,3; 4,9; 16,3 e 27,7g L⁻¹), em solo Podzólico Vermelho-amarelo, provoca o selamento superficial quando a aplicação é de grandes taxas e a concentração de sólidos totais é superior a 15 g L⁻¹. Em área de pastagem e com simulação da chuva (50 mm h⁻¹), Edwards e Daniel (1993) verificaram que escoamento superficial foi três vezes superior nas parcelas submetidas à aplicação de dejetos líquidos de suínos quando comparado ao solo submetido à aplicação de esterco de aves e na testemunha. Para os autores, isso pode ser atribuído à adição de água via dejetos e ao selamento da superfície do solo pelas finas partículas contidas no dejetos líquido de suíno.

Por outro lado, aspectos positivos da utilização de dejetos de suínos são relatados quanto à diminuição nas perdas de sedimento (BUNDY; ANDRASKI; POWELL, 2001, ANDRASKI; BUNDY; KILIAN, 2003, GESSEL *et al.*, 2004). No experimento desenvolvido por Bundy, Andraski e Powell (2001), houve redução de 60% no volume escoado e 76% no sedimento. Em três anos de estudos em Minnesota, em solo com 12% de declividade e com a aplicação de quatro doses de água residuária da suinocultura (0, 18,5, 37 e 74 m³ ha⁻¹.ano⁻¹), os pesquisadores constataram redução significativa na perda de água durante o

período de verão na maior dose de dejetos que foi aplicada (GESSEL *et al.*, 2004). A partir da avaliação da aplicação de doses de ARS (0, 20, 40 e 80 m³.ha⁻¹) em um Argissolo Vermelho Arênico distrófico, durante cinco anos agrícolas, Ceretta *et al.*, (2010) verificaram que, de maneira geral, o escoamento diminuiu com o aumento da dose de ARS. Isso justifica que tais resultados ocorreram pelo fato de a aplicação de ARS possibilitar maior produção de matéria seca pelas plantas, cujo resultado foi o maior aporte de resíduos na superfície do solo, a fim de protegê-lo e levá-lo à redução do escoamento superficial. Os autores também relatam que a aplicação de ARS pode aumentar tanto o nível de matéria orgânica no solo como a infiltração de água no solo. Resultados semelhantes foram observados por Andraski; Bundy; Kilian, *et al.*, (2003).

Algumas modificações na biologia do solo também podem ocorrer em virtude do uso de efluentes da suinocultura, principalmente pela redução do potencial osmótico do solo, ocasionado pelos elevados teores de sais, pelo acúmulo de metais pesados, pela alteração da temperatura do solo e aumento no aporte de matéria orgânica. Nesta perspectiva, Tessaro (2009) avaliou o efeito da aplicação de doses crescentes de água residuária da suinocultura, submetida ao tratamento secundário (0, 100, 200 e 300 m³ ha⁻¹) em um Latossolo Vermelho Distroférrico típico com textura muito argilosa. Os resultados obtidos demonstraram que a maioria dos grupos edáficos encontrados foram prejudicados pela adição de doses elevadas e responderam positivamente à dose de 200 m³ ha⁻¹, pelo aporte de matéria orgânica e melhoria da cobertura do solo, contudo, sem exceder sua capacidade de tolerância a elementos considerados tóxicos, como os metais pesados e sais.

3.5 Poluição difusa do ambiente provocada pela água residuária da suinocultura aplicada ao solo

A suinocultura é reconhecidamente uma atividade de grande potencial poluidor, por produzir grandes quantidades de resíduos com elevadas cargas de nutrientes (fósforo e nitrogênio), matéria orgânica, sedimentos, patógenos e metais pesados. O manejo inadequado dos resíduos da suinocultura (extravasamento de esterqueiras, aplicação excessiva no solo, para citar alguns) pode ocasionar a contaminação de rios (como a eutrofização), de lençóis subterrâneos (com o aumento da concentração do íon nitrato, por exemplo), do solo (patógenos e excesso de nutrientes, dentre outros) e do ar (como emissões gasosas) (KUNZ; HIGARASHI; OLIVEIRA, 2005).

A ARS, quando aplicada ao solo, corresponde a uma forma de disposição final ou de tratamento, ou ambos (MATOS *et al.*, 2004). É um método de ciclar e disponibilizar nutrientes às plantas, a fim de recuperar parte da matéria orgânica e minimizar aspectos negativos que esses resíduos promovem nas águas (CERRETA *et al.*, 2005b). Contudo,

deve ser realizada de forma criteriosa, para que não venha a contribuir para a contaminação de águas superficiais e subterrâneas.

Embora a ARS possa ser fonte de nutrientes (SCHERER *et al.*, 1996; CERETTA *et al.*, 2005a), é considerada como fertilizante não balanceado, devido às diferenças entre as necessidades nutricionais (tanto quantitativas quanto temporais) das plantas e à disponibilidade de nutrientes pelo solo (HOUNTIN *et al.*, 2000; CERETTA *et al.*, 2003; BERWANGER *et al.*, 2008). Mesmo que esse não balanceamento da ARS possa ser minimizado com o uso de fertilizantes industriais ou com a rotação de culturas, há excesso de nutrientes, cuja disponibilidade via solo já é suficiente para alta produtividade (BERWANGER *et al.*, 2008).

A suinocultura no Sul do Brasil é uma atividade agrícola desenvolvida basicamente em pequenas propriedades onde o cultivo do solo é intenso devido às boas condições climáticas. Devido às essas características e aliada à forma de aplicação de ARS sobre a superfície, é possível que as aplicações de ARS em determinados solos ocorram em curtos períodos do ano, para propiciar aplicações reincidentes e em doses elevadas, favorecer o acúmulo de nutrientes no solo (DAL BOSCO *et al.*, 2008, LOURENZI *et al.*, 2013, MAGGI *et al.*, 2013) e a transferência para o meio aquático, potencializando a poluição difusa das águas superficiais (CERETTA *et al.*, 2010; DOBLINSKI *et al.*, 2010; BERTOL *et al.*, 2010) e subterrâneas (MAGGI *et al.*, 2013; GIROTTO *et al.*, 2013; PRIOR *et al.*, 2013). Um dos reflexos é a degradação tanto da qualidade da água como da vida da população (SHARPLEY *et al.*, 1994; CERETTA *et al.*, 2010).

Desta forma, o manejo excessivo ou continuado com esses dejetos pode ocasionar impactos ambientais indesejáveis, com destaque para os desequilíbrios químicos, físicos e biológicos do solo, poluição das águas superficiais e subterrâneas, presença de microrganismos entomopatogênicos bem como a poluição do ar e redução pela emissão de gases, tendo como principais NH_3 , CO_2 , CH_4 , N_2O e H_2S , os quais ocasionam maior desconforto ambiental às populações (SEGANFREDO, 2000; KUNZ *et al.*, 2007; DINUCCIO *et al.*, 2008).

Considerando-se o exposto, fica evidente que o reúso de águas residuárias da suinocultura na agricultura deve ser planejado. É preciso levar em consideração, principalmente, o tipo de cultura e suas necessidades nutricionais, a forma de aplicação, além do controle da exposição humana, haja vista o elevado potencial poluidor e contaminante deste efluente.

3.6 Fósforo como poluente ambiental das águas

Fósforo e nitrogênio estão envolvidos diretamente no processo de eutrofização, todavia, o fósforo é considerado fator limitante na maioria dos ambientes aquáticos, pois o nitrogênio pode ser fixado simbioticamente por algas a partir do N_2 atmosférico (DANIEL; SHARPLEY; LEMUNYON, 1998). A quebra do equilíbrio ecológico ocorre com a eutrofização, pois há maior produção de matéria orgânica do que o sistema é capaz de decompor. As principais alterações decorrentes dizem respeito às condições físico-químicas do meio (aumento da concentração de nutrientes, alterações significativas no pH em curto período de tempo e aumento da concentração de gases, como metano e gás sulfídrico) e biológicas (alterações na diversidade e na densidade dos organismos), que acarretam a não potabilidade da água e também comprometem sua qualidade para outros usos.

O motivo pelo qual grande parte do fósforo, proveniente da aplicação de dejetos animais, é transportado para o meio aquático é o fato de as dosagens de dejetos normalmente serem feitas somente de acordo com o teor de nitrogênio (POTE *et al.*, 1999), visto que teor de nitrogênio e fósforo dos dejetos pode ser de 2:1 a 6:1, porém o consumo das culturas varia de 7:1 a 11:1. Essa diferença é mais afetada quando ocorrem perdas de nitrogênio por volatilização (SHARPLEY; HALVORSON, 1994, SHARPLEY *et al.*, 1996).

Entretanto, como a demanda de nitrogênio se repete após cada cultivo, ao contrário do fósforo, a contínua aplicação de dejetos na mesma área eleva os teores de fósforo no solo (CERETTA *et al.*, 2003; BERWAGER *et al.*, 2008; LOURENZI *et al.*, 2013) a ponto de ultrapassar os limites toleráveis pelo ambiente (SHARPLEY; HALVORSON, 1994; DANIEL; SHARPLEY; LEMUNYON, 1998; McDOWELL; SHARPLEY; FOLMAR, 2001). Além disso, um incremento nas concentrações de fósforo pode reduzir a capacidade de absorção do solo (REDDY *et al.*, 1980, BERWANGER, *et al.*, 2008) e elevar o potencial de perda de fósforo pelo fluxo lateral e vertical de água no solo (McLEOD; HEGG, 1984; CERETTA *et al.*, 2010; LOURENZI *et al.*, 2013).

Em estudo desenvolvido por Shigaki *et al.*, (2006) sobre produção animal (suínos e aves), manejo de fósforo e qualidade da água no Brasil, os autores verificaram que a produção de fósforo na região Sul foi de 1,55 milhões de toneladas, no ano de 2003, e representou apenas 18% da área do País. Enquanto a produção de fósforo via dejetos dos animais foi 2,6 vezes (1,08 milhões de toneladas) maior do que a aplicada por fertilizante (0,42 milhões de toneladas). Diante do fato de que a quantidade utilizada de fertilizantes representa o necessário para atender às exigências nutricionais das plantas, considerando, inclusive o fósforo adsorvido pelo solo, se o esterco de suíno e frango fosse considerado no sentido de substituir os fertilizantes aplicados, haveria uma sobra anual de 0,66 milhões de toneladas, apenas na região Sul.

3.7 Poluição difusa das águas superficiais por fósforo

O acúmulo de fósforo na camada superficial do solo é um dos principais motivos de transferência via escoamento superficial (DURIGON *et al.*, 2002, CERETTA *et al.*, 2003, CERETTA *et al.*, 2005b, BERWANGER *et al.*, 2008). O transporte de fósforo acumulado na superfície tem início com a degradação e a dissolução das partículas do solo e dos resíduos vegetais pela ação da água da chuva, que interage com uma fina camada da superfície do solo, antes de se iniciar o escoamento superficial (SHARPLEY, 1985).

A transferência do fósforo do sistema terrestre para o ambiente aquático via escoamento superficial pode ocorrer de duas formas: via fósforo solúvel (PS) e via fósforo particulado (PP) (SHARPLEY; HALVORSON, 1994, SHARPLEY; HEDLEY; SIBBESEN, 1995). A metodologia usada para a separação das duas formas de fósforo é a filtração das amostras em membranas com diâmetro de poro inferior a 0,45µm (SHARPLEY; HALVORSON, 1994).

As perdas de nutrientes por erosão hídrica são influenciadas por sua concentração na água e nos sedimentos, pela perda total de água e de sedimentos por erosão (SCHICK *et al.*, 2000, GUADAGNIN, 2003, BERTOL *et al.*, 2003). Por outro lado, a concentração de nutrientes na água e nos sedimentos varia de acordo com a sua concentração no solo (DANIEL *et al.*, 1994), que é influenciada por adubações, cultura implantada, cobertura e forma de manejo do solo (SEGANFREDO; ELTZ; BRUM, 1997, SCHICK *et al.*, 2000, MELLO, 2002).

Estudos mostram que a concentração de fósforo ligado aos coloides é maior no sistema convencional, cujo plantio direto é eficiente na redução dessas perdas (McDOWELL; MCGREGOR, 1984; SETA *et al.*, 1993, BERTOL *et al.*, 2003, LEITE *et al.*, 2004, BERTOL *et al.*, 2004). Porém, para Seta *et al.* (1993), Yli-Halla *et al.* (1995) e Heathwaite, Sharpley e Gburek (2000), as medidas de conservação que reduzem a erosão do solo não necessariamente reduzem a eutrofização, pois as transferências de fósforo solúvel continuam elevadas.

De acordo com um trabalho que compara sistemas de preparo de solo (plantio direto, cultivo mínimo e convencional), com aplicação de dejetos de gado leiteiro (90 mg ha⁻¹ durante três anos), constatou-se que a concentração total de fósforo não foi elevada significativamente, porém, as concentrações de fósforo solúvel e fósforo biodisponível aumentaram significativamente (ANDRASKI; BUNDY; KILIAN, 2003). No mesmo sentido, Seta *et al.* (1993) e Andraski, Bundy e Kilian (2003) demonstraram que a concentração de fósforo aumenta, mas a quantidade de fósforo transferida é menor no sistema de plantio direto e com o uso dos dejetos. O uso de práticas conservacionistas associadas com a aplicação de dejetos de suínos diminui a transferência de fósforo ligado às partículas de

solo, porém aumenta o fósforo solúvel (McDOWELL; MCGREGOR, 1984, SHARPLEY; HALVORSON, 1994, SHARPLEY; HEDLEY; SIBBESEN, 1995, BUNDY; ANDRASKI; POWELL, 2001, ANDRASKI; BUNDY; KILIAN, 2003).

O intervalo de tempo entre a aplicação do adubo no solo e a incidência das chuvas bem como a sequência de chuvas exercem influência nos resultados de perdas de nutrientes (SHARPLEY *et al.*, 1994, SHARPLEY; MCDOWELL; KLEINMAN, 2001, PIERSON *et al.*, 2001, CERETTA *et al.*, 2005b). Segundo os autores, os resultados podem ser explicados pelo maior tempo de reação do fósforo adicionado, com o solo e a diluição de parte do fósforo aplicado na água da chuva que infiltra e, portanto, não causa escoamento superficial.

Ceretta *et al.*, (2010) realizaram um estudo com aplicação de 0, 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹ de água residuária da suinocultura por um período de cinco anos, em solo Argissolo conduzido em plantio direto. Os autores perceberam que as perdas de fósforo por escoamento superficial estão relacionadas com as quantidades de fósforo aplicado via água residuária da suinocultura e o intervalo entre a aplicação e a primeira enxurrada. No entanto, observaram que existe uma grande variabilidade na quantidade de nutrientes transferidos por escoamento superficial e que tal quantidade depende de precipitação, fatores edáficos e agronômicos.

Bertol *et al.*, (2010) avaliaram a perda de fósforo via escoamento superficial em um Latossolo originário de basalto. O experimento foi conduzido sob sistema plantio direto submetido à aplicação de fertilizante mineral (dosagem de P= 10,71 g/100g) e dejetos líquidos de suíno (60 m³.ha⁻¹), seguido da simulação de três chuvas de diferentes intensidades (72,22 mm.h⁻¹; 63, 24 mm.h⁻¹ e 116, 89 mm.h⁻¹). Os autores verificaram que a aplicação de dejetos líquidos suíno, quando comparada à aplicação com fertilizante mineral, aumentou a concentração de P total, P particulado e P dissolvido reativo em 193%, 111% e 506%, respectivamente, na média das chuvas; e, independente da fonte de fertilizante, a chuva de maior intensidade proporcionou maior concentração e quantidade perdida de P no escoamento superficial.

No Brasil, a Resolução 357/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente estabelece que o nível crítico de fósforo total na água é de 0,020 – 0,025; 0,030 – 0,050 e 0,050 – 0,075 mg L⁻¹ nas classes 1, 2 e 3, respectivamente (BRASIL, 2005).

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 mg L⁻¹ para ambiente lêntico (águas paradas) e 0,1 mg L⁻¹ para ambiente lótico (águas continentais moventes) de acordo com a Resolução 357/05 do CONAMA (BRASIL, 2005).

3.8 Chuva Simulada

Segundo Alves Sobrinho, Ferreira e Pruski (2002), de acordo com estudos hidrológicos em países tropicais, a chuva é o tipo de precipitação mais importante devido à sua capacidade de produzir erosão do solo em consequência do impacto das gotas no solo e do 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 (DAL BOSCO, 2007).

Pinto, Holtz e 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 como infiltrômetros de anéis; infiltrômetros com aplicação de água por aspersão, chamados de simuladores de chuva.

De acordo com Brandão *et al.* (2006), o simulador de chuva é um equipamento por meio do 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 *et al.* (2001) complementaram dizendo que os simuladores de chuva já vêm sendo utilizados em estudos de manejo de solo há bastante tempo, pois permitem simular condições típicas da chuva natural, tais como: intensidade, duração, frequência da precipitação, velocidade de impacto e distribuição do tamanho e direção das gotas da chuva.

Alves Sobrinho *et al.*, (2008) afirmaram 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, por meio dele, se tem a possibilidade de impactar o solo com energia cinética muito semelhante àquela da chuva natural, para isso são utilizadas parcelas que variam 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 citados:

- distribuição do tamanho de gotas semelhante à das chuvas naturais que, em média, apresentam diâmetros que variam 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 compreendida 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 usados em condições comuns de campo, tais como altas temperaturas e ventos moderados; e
- portabilidade para movimentação de uma área de pesquisa para outra.

4 MATERIAL E METODOS

4.1 Delineamento experimental

Para o planejamento estatístico do estudo, utilizou-se delineamento composto central rotacional (DCCR) (HAALAND, 1989), em planejamento fatorial completo 2^4 , com pontos axiais ($\alpha = (2^n)^{1/4}$). Foi necessária a realização de vinte e oito ensaios, com dezesseis ensaios fatoriais, quatro centrais e oito axiais.

Na Tabela 2, encontra-se a matriz de planejamento dos níveis de todos os fatores independentes estudados. Para a determinação dos cinco níveis necessários, foram estipulados dois níveis desejados e os demais foram obtidos por interpolação.

Os dois níveis utilizados para a determinação das doses de ARS foram baseados nas doses limites (-2= 0 $m^3 h^{-1}$ e +2= 300 $m^3.ha^{-1}$) de estudos realizados na região Oeste do Paraná (Prior *et. al.*, 2013, Tessaro *et. al.*, 2013). Os níveis da ADM foram definidos como a recomendação máxima para a cultura do soja (+2= 100%) e a não utilização de ADM (-2= 0%). A simulação da chuva (I_p) teve como base de cálculo a intensidade de 60 $mm h^{-1}$ (-1) utilizada nos estudos de Dal Bosco *et. al.*, 2008 e Mori *et. al.*, 2009 e, a lâmina de 45 $mm.h^{-1}$ (-1) proporcionaria escoamento superficial. Os declives utilizados representam a topografia da região.

Tabela 2 - Matriz do planejamento para os níveis estabelecidos (variáveis codificadas) e seus valores correspondentes (variáveis reais) para os quatro fatores estudados.

Fatores	Níveis (codificados)				
	-2 (α)	-1	0	1	+2 (α)
ARS ($m^3 ha^{-1}$)	0	75	150	225	300
ADM (%)	0	25	50	75	100
I_p ($mm h^{-1}$)	45	60	75	90	105
i (%)	4	9	14	19	24

a): Pontos axiais calculado por $\alpha = (2^n)^{1/4}$, com $n=4$.

Após a determinação dos níveis dos fatores independentes, confeccionou-se a matriz do planejamento completo 2^4 , com os valores reais (utilizados em campo) e codificados (utilizados na análise estatística) dos fatores independentes, com o total de vinte e oito ensaios realizados. A matriz do planejamento completo 2^4 é apresentada na Tabela 3.

Tabela 3 - Matriz do planejamento completo 2⁴ com os valores reais e codificados dos fatores independentes: ARS, ADM Ip e *i*.

Ensaio	Reais						Codificados			
	ARS		ADM		Ip	<i>i</i>	ARS	ADM	Ip	<i>i</i>
	m ³ ha ⁻¹	kg ha ⁻¹ (P)	%	kg ha ⁻¹ (P ₂ O ₅)	mm h ⁻¹	(%)				
1	75	24,15	25	15	60	9	-1	-1	-1	-1
2	225	72,45	25	15	60	9	1	-1	-1	-1
3	75	24,15	75	45	60	9	-1	1	-1	-1
4	225	72,45	75	45	60	9	1	1	-1	-1
5	75	24,15	25	15	60	19	-1	-1	-1	1
6	225	72,45	25	15	60	19	1	-1	-1	1
7	75	24,15	75	45	60	19	-1	1	-1	1
8	225	72,45	75	45	60	19	1	1	-1	1
9	75	24,15	25	15	90	19	-1	-1	1	1
10	225	72,45	25	15	90	19	1	-1	1	1
11	75	24,15	75	45	90	19	-1	1	1	1
12	225	72,45	75	45	90	19	1	1	1	1
13	75	24,15	25	15	90	9	-1	-1	1	-1
14	225	72,45	25	15	90	9	1	-1	1	-1
15	75	24,15	75	45	90	9	-1	1	1	-1
16	225	72,45	75	45	90	9	1	1	1	-1
17	150	48,30	50	30	75	14	0	0	0	0
18	150	48,31	50	30	75	14	0	0	0	0
19	150	48,32	50	30	75	14	0	0	0	0
20	150	48,33	50	30	75	14	0	0	0	0
21	0	0	50	30	75	14	-2	0	0	0
22	300	96,60	50	30	75	14	2	0	0	0
23	150	48,32	0	0	75	14	0	-2	0	0
24	150	48,33	100	60	75	14	0	2	0	0
25	150	48,34	50	30	45	14	0	0	-2	0
26	150	48,35	50	30	105	14	0	0	2	0
27	150	48,36	50	30	75	4	0	0	0	-2
28	150	48,37	50	30	75	24	0	0	0	2

4.2 Localização e caracterização da área experimental

O experimento foi desenvolvido no ano de 2012 e 2013 na Universidade Federal do Paraná – Campus de Palotina, cuja localização geográfica fica a 24° 17' 36" de latitude Sul e 53° 50' 26" de longitude Oeste e altitude de 348 metros. O clima é do tipo subtropical úmido (Cfa), com precipitação média anual de 1640 mm. O município apresenta temperatura média de 21° C e a UR do ar média de 76% (IAPAR, 2012). O solo é classificado como Latossolo Vermelho Eutroférico (Embrapa, 2006). Inicialmente, o solo foi caracterizado de 0-0,20 m

de profundidade, o qual apresentou 67,5 % de argila, 16,9 % de silte e 15,9 % de areia. As propriedades químicas estão apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4 - Propriedades químicas do solo antes do início do experimento na profundidade de 0 – 0,20 m.

Parâmetros	pH	CE	MO	H ⁺ +Al ³⁺ :	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	SB	CTC
	H ₂ O	µS.cm ⁻¹	g dm ⁻¹	-----mmolc dm ⁻³ -----					
Médias*	5.875	307	23.5	38	56.2	15	3.1	74.8	112.8
DP	±0.189	±42.7	±3.7	±4.7	±14.6	±4.1	±0.9	±18.7	±15.97
Parâmetros	V	Mn ⁺²	Cu ⁺²	Fe ⁺²	Zn ⁺²	B	N	P	S
	%	----- mg dm ⁻³ -----							
Médias*	65	127	9.35	23	6.1	0.35	1505	55.3	4.5
DP	±8.3	±5.9	±1.1	±3.3	±1.2	±0.03	±265	±15.2	±1.732

Protocolos de EMBRAPA (1997), TEDESCO et al. (1995) e RAIJ et al. (2001). P, K⁺, Cu⁺², Zn⁺², Fe⁺² e Mn: extrator Mehlich-1; Ca⁺² e Mg⁺²: KCl 1 M. * médias (n=4); DP: Desvio Padrão; pH: (H₂O); CE: Condutividade elétrica; M.O: Matéria Orgânica; H⁺+Al³⁺: Hidrogênio + alumínio (acidez trocável); Ca²⁺: Cálcio; Mg²⁺: Magnésio; K⁺: Potássio; SB: Soma de bases; CTC: Capacidade de troca catiônica; V: Saturação de bases; Mn⁺²: Manganês; Cu⁺²: Cobre; Fe⁺²: Ferro; Zn⁺²: Zinco; B: Borro N: Nitrogênio total; P: Fósforo; S: Enxofre;

4.3 Construção das parcelas experimentais e instalação do experimento no campo

Para a realização do estudo, foram desenvolvidos lisímetros de drenagem suspensos que possibilitassem a coleta do escoamento superficial e lixiviado. Foram confeccionados com polietileno 28 em polietileno rotomoldado, de área superficial de coleta de escoamento superficial igual a 0,7m² (0,70 m x 1,00 m). O fundo de cada lisímetro possui inclinação de 5% e é sustentado por uma estrutura metálica que permite o ajuste da declividade do solo, como pode ser visualizado na Figura 1.

Os lisímetros foram montados com uma camada no fundo de pedra brita, lavada com uma solução de HCl 0,1 mol L⁻¹, seguido de uma manta filtrante (Bidim) e sobre essa uma camada de 0,60 m de solo. O solo utilizado para o enchimento dos lisímetros foi de área agrícola conduzida em plantio direto e a colocação ocorreu na mesma ordem do solo natural. Ao término da montagem, os lisímetros permaneceram em repouso durante seis meses, cuja diferença de solo foi repostada sobre a superfície devido à acomodação do mesmo no período.

Apesar do lisímetro de drenagem possibilitar a coleta do lixiviado e do escoamento superficial, nesse estudo, apenas avaliaremos a solução escoada da superfície.

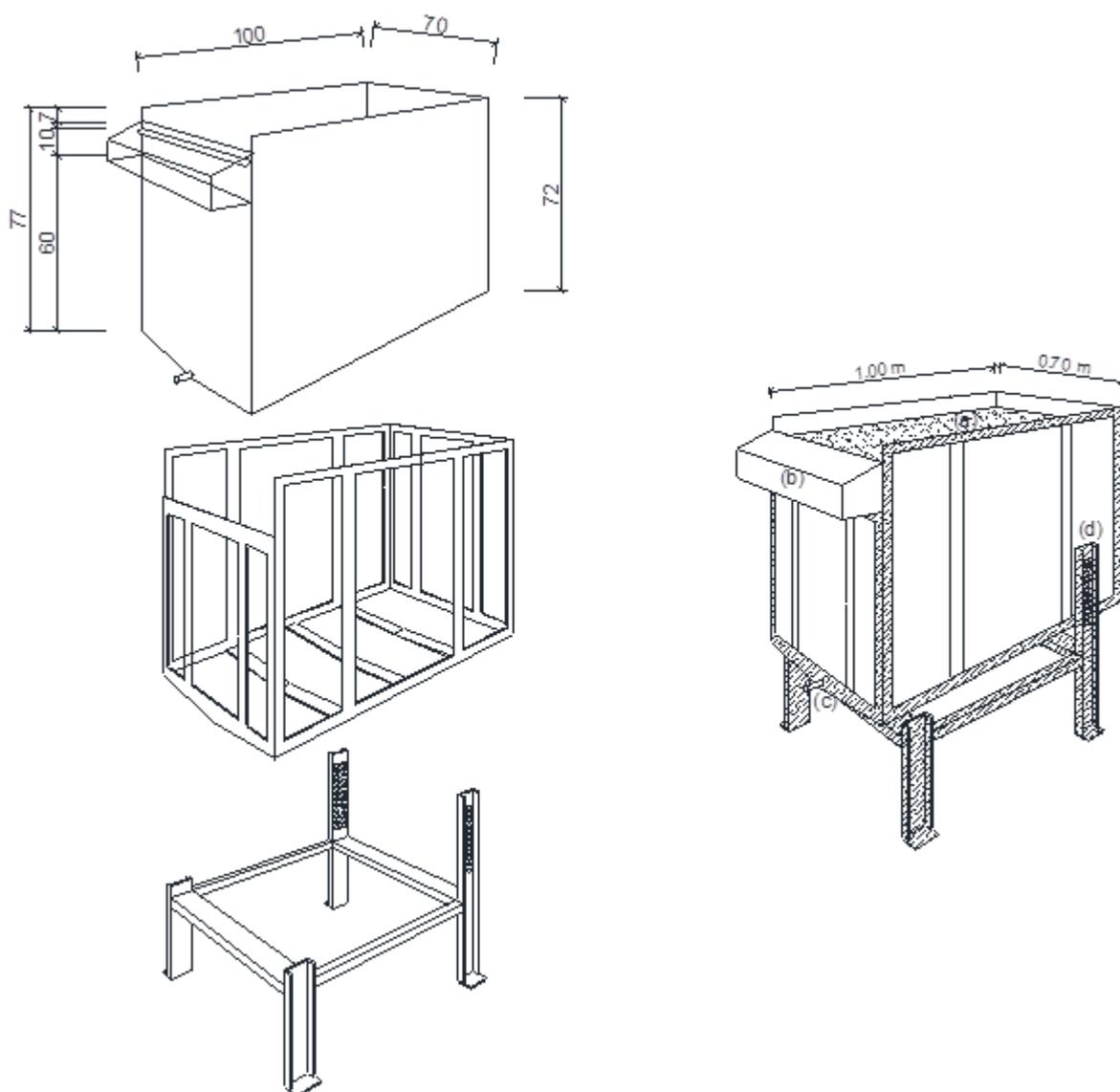


Figura 1 - Lisímetro de drenagem suspenso com coleta de escoamento superficial e lixiviado. (a) área útil de experimentação; (b) coletor do escoamento superficial gerado em “a”; (c) local de coleta do lixiviado; (d) sistema de inclinação do solo.

4.5 Aplicações das adubações e realização da simulação da chuva

O estudo dividiu-se em dois períodos de avaliação da solução escoada nos vinte e oito ensaios. O primeiro período de avaliação foi após a aplicação das adubações e semeadura, chamado de APA (Após a aplicação das adubações), e o segundo ocorreu ao final da colheita da soja, chamado de APC (Após a colheita).

No período APA, ocorreu a aplicação da ARS, a ADM e a semeadura da cultura seguidas da simulação da Ip e da coleta da solução escoada. No período APC, ocorreu apenas simulação da Ip sobre os restos vegetais da cultura e da coleta da solução escoada.

4.5.1 Água residuária da suinocultura

As aplicações das doses de ARS (0; 75; 150, 225 e 300 m³.ha⁻¹), referentes a cada ensaio descrito na Tabela 2, foram feitas na superfície (0,7 m²) de forma manual com o auxílio de regador, sempre tomando-se o cuidado para que, no momento da aplicação, não ocorra escoamento superficial.

A ARS utilizada foi coletada na saída do biodigestor de uma unidade de produção de leitões (UPL). As características físico-químicas foram determinadas e estão apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5 - Caracterização físico-química da água residuária da suinocultura (ARS) aplicada ao solo.

Parâmetros	Unidades	Valores	Parâmetros	Unidades	Valores
pH	-	7,8	Manganês	mg L ⁻¹	1,0
Condutividade Elétrica	µS m ⁻¹	7.300,0	Zinco	mg L ⁻¹	46,0
Carbono Orgânico Total	mg L ⁻¹	1325,0	Ferro	mg L ⁻¹	26,3
Nitrogênio total	mg L ⁻¹	1107,0	DQO	mg L ⁻¹	68.800,0
Fósforo	mg L ⁻¹	322,0	Turbidez	UNT	2.138,0
Potássio	mg L ⁻¹	592,0	Sólidos totais	mg L ⁻¹	11.600,0
Cálcio	mg L ⁻¹	511,0	Sólidos Fixos	mg L ⁻¹	5.400,0
Magnésio	mg L ⁻¹	152,0	Sólidos Voláteis	mg L ⁻¹	6.200,0
Enxofre	mg L ⁻¹	121,0	Sólidos Totais Dissolvidos	mg L ⁻¹	3.033,0
Sódio	mg L ⁻¹	540,0	Sólidos Fixos Dissolvidos	mg L ⁻¹	2.022,0
Boro	mg L ⁻¹	1,0	Sólidos Voláteis Dissolvidos	mg L ⁻¹	1.011,0
Cobre	mg L ⁻¹	5,6	-	-	-

Metodologia de determinação APHA, 1995

4.5.2 Semeadura da cultura e aplicação da adubações

Realizou-se a semeadura de forma manual, simulando-se a semeadura em curva de nível mecanizado. A cultivar de soja utilizada foi TMG 7161 – 13 RR, com um estande de 320 mil plantas.ha⁻¹, semeadas com espaçamento entre linhas de 0.40 m, totalizado 3 linhas no lisímetro.

As taxas de adubação, descritas na Tabela 2, foram dispostas na profundidade de 0,05 m, enquanto a semente foi colocada com a profundidade 0,03 m. Adotou-se que seriam utilizados 300 kg. ha⁻¹ como 100% da adubação mineral recomendada para a cultura, na formulação 2-20-18.

4.5.3 Simulação da intensidade de precipitação

A simulação da I_p foi realizada mediante simulador de chuvas InfiAsper/UFMS desenvolvido por Alves Sobrinho *et. al.*, (2008). A operação ocorreu à pressão de 5 Psi e velocidade do obturador rotativo de 100rpm. A simulação da I_p foi realizada nas intensidades de 45, 60, 75, 90 e 105 mm h⁻¹, conforme descrito na Tabela 2, sobre a superfície de 0,70 m² por um período de 72 minutos de escoamento superficial.

Após a da simulação da chuva do período APA, as demandas hídricas da cultura foram supridas pelas precipitações naturais. A lâmina de chuva natural em cada evento foi quantificada por pluviômetro instalado junto às parcelas experimentais.

4.5.4 Coleta do material escoado

A coleta do escoamento superficial foi dividida em três intervalos de tempos iguais de 24 minutos de escoamento, totalizando 72 minutos de coleta do escoamento superficial na parcela. Dessa forma, ao final do tempo de 72 minutos, foram geradas três amostras independentes, referentes ao tempo de coleta de 0 a 24 minutos, 24 a 48 minutos e 48 a 72 minutos. Ao final dos 72 minutos de coleta do escoamento, foi gerada uma quarta amostra, referente ao tempo de 0 a 72 minutos, pela retirada de uma alíquota de cada amostra de escoamento superficial de 24 minutos.

Dessa forma, ao final de cada ensaio, quatro amostras eram enviadas ao Laboratório de Análises de Biosistemas Agrícolas para a determinação do Pt, Ps, e Pp.

4.5.5 Dinâmica da realização dos ensaios

A realização dos vinte e oito ensaios descritos, na Tabela 3, ocorreu de forma individual e, na Tabela 6, encontra-se a dinâmica individual de realização de cada ensaio. No período de avaliação da APA, foram realizadas as etapas 1 a 4; todavia, no que se refere ao período APC, as etapas realizadas foram 1, 4 e 5.

Tabela 6 - Dinâmica individual de realização dos ensaios de campo descritos na Tabela 2

Ordens	Etapas	Descrição
1	Pré-molhamento	240 minutos antes do início da simulação da Ip, e a fim de aumentar a umidade do solo e antecipar o início do escoamento superficial, fez-se uma irrigação de lâmina igual a 40 mm de forma manual;
2	Semeadura e aplicação da ADM	Realizou-se a aplicação da dose de ADM juntamente com a semeadura da cultura da soja 40 minutos antes do início da simulação da Ip,
3	Aplicação das dose de ARS	A aplicação da ARS sobre o solo ocorreu 30 minutos antes do início da simulação da Ip.
4	Simulação da Ip	Após 30 minutos da aplicação da ARS, iniciou-se a simulação da Ip através do simulador InfiAsper/UFMS.
5	Coleta do escoamento superficial	A coleta do escoamento superficial ocorreu simultaneamente com a simulação da Ip em intervalo de tempo de 24 minutos, totalizando 72 minutos de escoamento.

4.6 Análises laboratoriais

O Ps foi determinado pelo método do ácido ascórbico aplicado às amostras filtradas em membrana de nitrato de celulose com porosidade de 0,45 μm . O Pt foi determinado pelo método do ácido ascórbico, aplicado às amostras submetidas à autoclavagem com persulfato de potássio em meio ácido conforme método 4500PB e 4500PE (APHA, 1995). Para leitura de absorbância, foi utilizado espectrofotômetro modelo DR/2010 marca Hach. Os resultados foram expressos em mg L^{-1} . O Pp foi obtido pela diferença entre Pt e Ps.

4.7 Análises estatísticas

Após as análises de tabulação e exploratória dos dados, realizou-se a análise de variância (ANOVA) com medidas repetidas no tempo de para se verificar quais fatores independentes e interações foram estatisticamente significativas ($p < 0,05$) sobre as variáveis respostas (Pt, Ps e Pp). Determinados os fatores independentes e interações significativas, ajustou-se o modelo de regressão linear múltipla para que se correlacionassem os fatores independentes significativos com as variáveis respostas. Os coeficientes significativos do

modelo foram avaliados pelo teste “F” e foram considerados apenas os modelos significativos ao nível de 5% de significância.

Realizou-se também a análise dos efeitos principais de um fator que pode ser entendido como a variação causada na resposta (variável dependente), quando percorremos todos os níveis do fator (variável independente), independente dos demais fatores, ou seja, podemos estimar o efeito principal de um fator como sendo a diferença entre a resposta média no nível alto (+1) e o baixo (-1). Todas as análises estatísticas foram realizadas pelo software *STATISTICA for Windows* versão 10.

5. RESULTADOS

5.1 Avaliação da transferência de fósforo no escoamento superficial

A análise de variância em medida repetida no tempo (Tabela 7) foi obtida com os resultados das concentrações de Pt, Ps e Pp na solução escoada na superfície após a aplicação das adubações (APA) e após a colheita da soja (APC). Assim, verificou-se que o tempo referente ao ciclo vegetativo da cultura da soja possui influência significativa (p -valor $< 0,000$) sobre as respectivas respostas.

Apenas os fatores independentes que obtiveram interações significativas (p -valor $< 0,05$) com tempo foram considerados para construção dos modelos de regressão linear múltipla. Para as três formas avaliadas de fósforo (Pt, Ps e Pp), ocorreu a interação significativa entre o tempo e os fatores independentes ARS (p -valor = 0,005), Ip (p -valor = 0,015) e i (p -valor = 0,014).

Tabela 7 - Resumo da ANOVA referente ao transporte de Pt, Ps e Pp junto à solução escoada da superfície.

Efeitos	G.L	p-valor		
		Pt	Ps	Pp
Média	1	0,000*	0,000*	0,000*
ARS	1	0,000*	0,000*	0,005*
ADM	1	0,378	0,109	0,687
Ip	1	0,003*	0,001*	0,014*
i	1	0,000*	0,000*	0,006*
ARS*ADM	1	0,157	0,334	0,145
ARS*Ip	1	0,696	0,202	0,919
ADM*Ip	1	0,604	0,225	0,914
ARS* i	1	0,468	0,510	0,506
ADM* i	1	0,920	0,929	0,926
Ip* i	1	0,718	0,771	0,531
Error	17			
TEMPO	1	0,000*	0,000*	0,000*
TEMPO*ARS	1	0,000*	0,000*	0,005*
TEMPO*ADM	1	0,448	0,118	0,780
TEMPO*Ip	1	0,003*	0,001*	0,015*
TEMPO* i	1	0,000*	0,000*	0,014*
TEMPO*ARS*ADM	1	0,164	0,313	0,185
TEMPO*ARS*Ip	1	0,644	0,256	0,922
TEMPO*ADM*Ip	1	0,690	0,208	0,970
TEMPO*ARS* i	1	0,248	0,266	0,325
TEMPO*ADM* i	1	0,908	0,867	0,832
TEMPO*Ip* i	1	0,635	0,792	0,485
Error	17			

*Significativo ao nível de 5%.

5.1.1 Análise de superfície de resposta

Na Tabela 8, são apresentados os modelos de regressão linear múltipla, ajustados sobre as variáveis respostas (Pt, Ps e Pp) assim como os coeficientes de determinação (R^2) e os valores da razão de F_{cal}/F_{tab} , obtidos a partir da análise de variância (anova) para o período de avaliação APA. Verificou-se que os modelos de regressão linear múltipla, ajustados sobre as variáveis respostas (Pt, Ps e Pp) para o período APC não foram significativos ($F_{cal}/F_{tab} > 1$), portanto, não foram apresentados.

Tabela 8 - Modelos de regressão linear obtidos para o transporte de Pt, Ps e Pp na solução escoada na superfície durante o períodos APA.

Equações	Modelos de regressão linear ¹	R^2	F_{cal}/F_{tab}
(Eq.1)	$Pt = 7,36 + 2,29ARS + 1,46lp + 1,89i$	0,739	7,54*
(Eq.2)	$Ps = 3,37 + 1,23ARS + 0,56lp + 0,93i$	0,848	14,90*
(Eq.3)	$Pp = 3,98 + 1,06ARS + 0,90lp + 0,96i$	0,561	3,39*

Eq.: Equação; ¹: Variáveis de entrada codificadas; R^2 : coeficiente de determinação; $F_{tab} (3;24;0,05) = 3,01$; *: significativo pelo teste F a 5%; Pt, Ps e Pp: mg L⁻¹.

Os coeficientes de determinação (R^2), apresentados na Tabela 8, quantificam a qualidade dos ajustes, pois fornecem uma medida da proporção da variação explicada pela equação de regressão, em relação à variação total das respostas. O teste F apresenta a razão entre o F calculado (F_{cal}) e o F tabelado (F_{tab}), porém, quando esta relação for superior, a regressão é considerada estatisticamente significativa, logo, há relação entre as variáveis independentes e dependentes. Para que uma regressão seja, não apenas estatisticamente significativa, mas também útil para fins preditivos, o valor da razão deve ser maior que 4, segundo Barros Neto *et al.* (2007). A Equação 3 foi apresentada, porém, deve ser evitada para predição da concentração de Pp na solução escoada.

Os modelos de modelos de regressão linear múltipla, apresentados nas Equações 1, 2 e 3 (Tabela 8), ajustados respectivamente sobre os resultados da concentração de Pt, Ps e Pp na solução escoada, apresentaram regressão significativa para descrever os resultados experimentais ($F_{cal}/F_{tab} > 1$), para o intervalo de confiança de 95%. Os modelos lineares são válidos para prever o comportamento do processo de transporte de Pt e Ps no escoamento superficial ($F_{cal}/F_{tab} > 4$). Os coeficientes de determinação (R^2) dos modelos apresentados na Tabela 8 demonstram que 73,9%, 84,8% e 56,1% da variação do transporte de Pt, Ps e Pp são explicados, respectivamente, pelos modelos das Equações 1, 2 e 3.

Ao serem avaliados os coeficientes angulares dos fatores independentes (ARS, lp e i) das equações apresentadas na Tabela 8, verifica-se comportamento semelhante para as três formas de fósforo (Pt, Ps e Pp), com coeficientes positivos, os quais seguem a ordem de grandeza de $ARS > i > lp$.

Ao se analisar a Equação 1 (Tabela 8), referente à concentração de Pt na solução escoada, verifica-se que o coeficiente angular da ARS (2,29) possui influência em torno de 18% e 37% maior do que a influência provocada pelos fatores i e l_p , sobre a concentração de Pt na solução escoada da superfície, respectivamente. E quando se comparam os fatores i e l_p , verifica-se que a influência da concentração de Pt na solução escoada do fator i é 22% maior que a influência da l_p .

A avaliação dos coeficientes angulares da Equação 2 (Tabela 8), referente ao Ps, mostrou que o coeficiente angular da ARS (1,23) possui maior influência sobre o transporte de Ps no escoamento superficial, em relação aos outros dois fatores independentes avaliados, e sua influência é 25% maior do que a provocada pela i e 45% maior do que a influência provocada pela l_p na concentração de Ps na solução escoada. Quando se avalia a influência da i em relação à l_p , verifica-se que a influência sobre a concentração de Ps presente na solução escoada é 40% maior da i em relação l_p .

Para o Pp, de acordo com os coeficientes angulares da Equação 3 (Tabela 8), verifica-se que os fatores independentes sobre a concentração foram mais homogêneos, porém segue a mesma ordem: $ARS > i > l_p$. Verifica-se que influência da ARS, avaliada pelo seu coeficiente angular (1,06) sobre a concentração Pp na solução escoada, é de 10% e 15% maior do que a influência da i e l_p , respectivamente. Quando avaliamos a i e a l_p , verifica-se que a diferença de magnitude da influência dos dois fatores sobre o transporte de Pp diminui, e é 7% maior a influência da i sobre a l_p .

Na Tabela 8, quando se avaliam os coeficientes angulares dos fatores independentes sobre Ps (Equação 2) e Pp (Equação 3), verifica-se que a ARS proporciona maior influência sobre a concentração de Ps em relação ao Pp. Observa-se que a influência da ARS sobre o Ps é 14% maior do que a influência proporcionada pela ARS sobre o Pp.

Já a l_p tem maior influência sobre a concentração do Pp na solução escoada. Verifica-se na Tabela 8 que o coeficiente angular da l_p na Equação 3 é em torno de 44% maior do que o coeficiente angular apresentado na Equação 2. Para o fator independente i , verificam-se condições mais homogêneas para as duas formas de fósforo (Ps e Pp), porém verifica-se maior coeficiente angular (7% maior) para o Pp (Equação 3).

A utilização do planejamento fatorial possibilita a obtenção do gráfico de superfície de resposta. Assim, na Figura 2, é possível visualizar a superfície de resposta para os modelos regressão linear múltipla significativa ($F_{cal}/F_{tab} > 1$). Verifica-se na Figura 2 (A), (B) e (C), que tanto a ARS, a l_p como i apresentaram relação positiva com a resposta Pt. Isso indica que o aumento das taxas de ARS, l_p e i proporciona aumento na concentração de Pt no escoamento superficial. Comportamento semelhante foi observado para as concentrações de Ps e Pp na solução escoada.

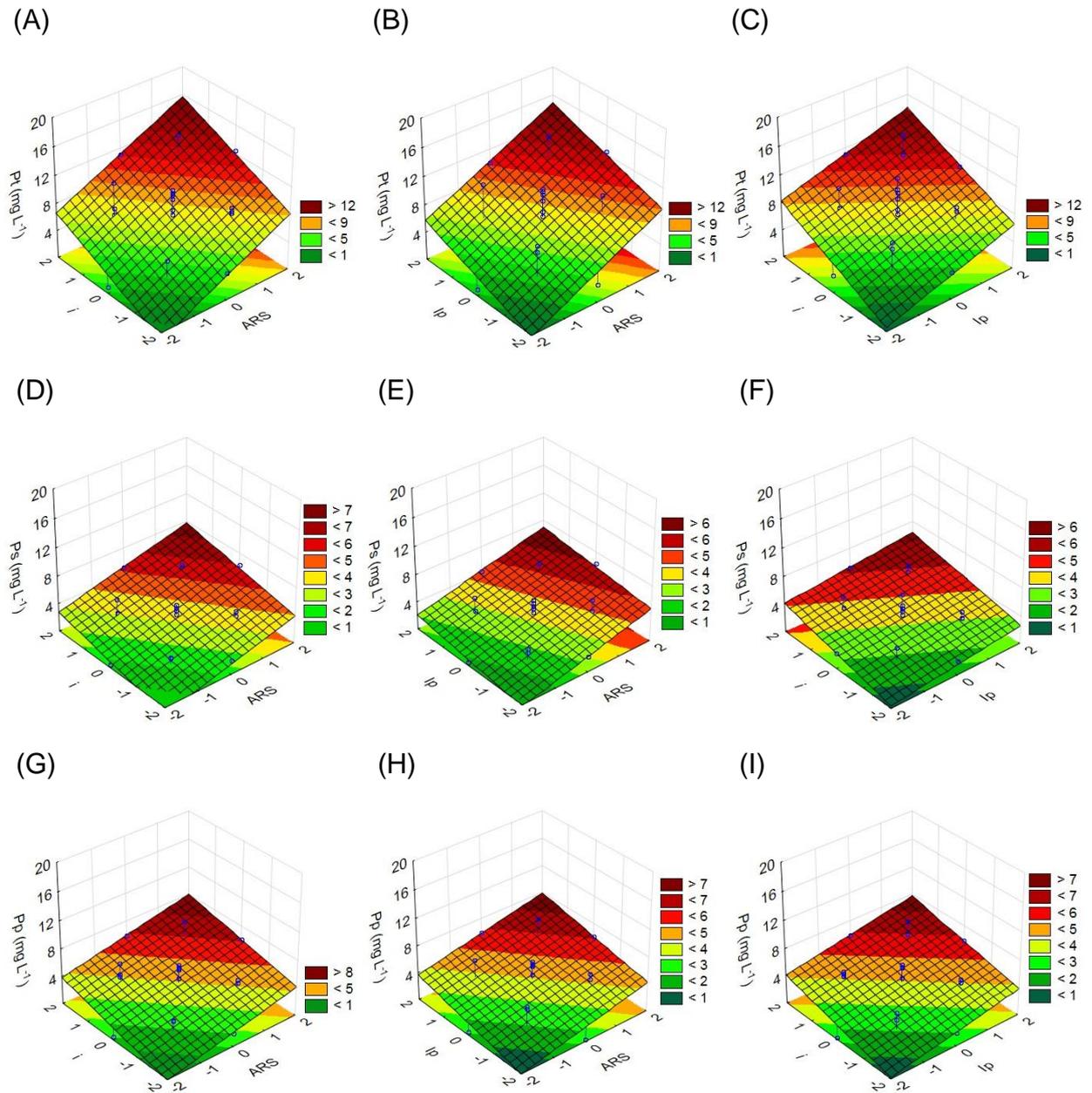


Figura 2 - Superfícies de respostas dos modelos ajustados para prever o transporte de Pt (A, B e C), Ps (D, E e F) e Pp (G, H e I) em função da taxa de ARS aplicada, intensidade de precipitação simulada (I_p) e declividade do solo (i) no período de avaliação ADA.

Dentre os fatores independentes estudados, a ARS e a ADM são fontes externas de fósforo do experimento. Porém, a ARS é a principal fonte da quantidade de Pt na solução escoada na superfície. Essa hipótese fica evidente quando avalia-se a significância da ARS (p-valor $< 0,000$) e ADM (p-valor $> 0,05$) na Tabela 7. Porém, deve se ressaltar que a adubação mineral (NPK), quando colocada sobre a superfície do solo, proporciona efeitos significativos sobre as concentrações de Pt junto à solução escoada na superfície, como demonstrado por Bertol *et al.*, 2010 e Smith *et al.*, 2007. Dessa forma, quando a colocação da ADM ocorrer sobre a superfície, torna-se impossível a utilização dos modelos apresentados nas Equações 1, 2 e 3 para a predição das concentrações transportadas na solução

escoada em áreas com aplicação de ADM e ARS sobre a superfície. Tal comportamento pode ter ocorrido pelo transporte da ARS por enxurrada, a qual permaneceu na superfície enquanto a ADM foi colocada a 0,05 m de profundidade e da maior solubilidade do fósforo contido na ARS do que na ADM.

Bertol *et al.*, (2010) avaliaram as perdas de fósforo aplicado no solo na forma de dejetos líquidos de suíno e adubo mineral e constataram que com a aplicação de dejetos líquidos de suíno, o fósforo foi mais solúvel, mesmo com chuvas avaliadas de menores intensidades. Isto evidencia o risco que podem representar as chuvas de menor intensidade nas perdas de fósforo (QUINTON *et al.*, 2001), especialmente quando apresentam volumes suficientes para gerar enxurrada e, ainda, quando os mesmos precipitam imediatamente após a aplicação da ARS na superfície do solo.

Observa-se que a concentração de Pt no escoamento superficial teve influência significativa dos fatores ARS, I_p e i . Porém, de acordo com a Equação 1, verifica-se (Tabela 8) que a ARS foi o fator de maior influência sobre a concentração de Pt na solução escoada. Isto evidencia que o solo que recebeu ARS aplicada sobre a superfície propiciou maior suscetibilidade para perder Pt, em relação à ADM, que foi depositada a 0,05m. Isto significa, ainda, que a transferência de fósforo para o solo pela ARS apresenta maior risco ambiental do que no caso da transferência ser feita por uma fonte inorgânica de fósforo.

A inclinação do terreno (i) foi o fator com a segunda maior influência sobre a concentração de Pt transportada na solução escoada. Constatou-se que o aumento da i possibilita concentrações mais elevadas de Pt na solução escoada a partir das superfícies de resposta (Figura 1B e 1C). Tal comportamento justifica-se porque na medida em que i aumenta, maiores serão o volume e a velocidade do escoamento superficial e menor será a infiltração de água no solo. Com isso, aumenta a capacidade de transporte pela enxurrada de partículas de solo e sólidos da ARS retidos na superfície, onde ambos estão enriquecidos com P, assim como a própria capacidade da enxurrada em desagregar solo por ação de cisalhamento, principalmente quando concentrada nos sulcos direcionados no sentido da declividade do terreno (COGO *et al.*, 2003; BERTOL *et al.*, 2007).

A I_p , dentre os fatores independentes significativos avaliados, proporcionou menor influência sobre a concentração transportada na solução escoada. Verificou-se que as maiores intensidades possibilitaram maiores concentrações de Pt na solução escoada. Estes dados evidenciam o efeito da intensidade da chuva na concentração de Pt na solução escoada. Bertol *et al.*, (2010) compararam a simulação na sequência de três intensidades de chuvas ($I_p 1 = 72,22 \text{ mm.h}^{-1}$; $I_p 2 = 63, 24 \text{ mm.h}^{-1}$ de $I_p 3 = 116, 89 \text{ mm.h}^{-1}$), simuladas em áreas submetidas à aplicação de dejetos de suíno e NPK ao solo. Os autores verificaram que as concentrações de Pt na chuva $I_p 3$ foram maiores do que nas chuvas $I_p 1$ e $I_p 2$ em todos os tratamentos. Observaram também que na chuva da $I_p 3$ as referidas concentrações foram em torno de 1,4; 1,7 e 1,8 vezes maiores do que na chuva $I_p 1$, para os tratamentos D, NPK

e T, respectivamente. Sharpley *et al.*, (1994) também observaram maior efeito das chuvas de maior intensidade das perdas de fósforo na solução escoada.

As perdas de Pt, consideradas elevadas do ponto de vista ambiental, podem, em parte, ser creditadas devido ao tipo de solo e ao sistema de manejo do solo da área em que o solo foi coletado para a montagem dos lisímetros. Andraski e Bundy (2003) constataram maior perda de fósforo em solos argilosos em relação a solos de textura mais grossa. Segundo os autores, isto decorreu do transporte de maior quantidade de partículas de argila, quimicamente mais ativas e, por isso, enriquecidas com o fósforo. Por outro lado, em condições de semeadura direta, há a possibilidade de a enxurrada ser mais rica em P, uma vez que este sistema de manejo favorece a concentração do mesmo na superfície do solo (BERWANGER *et al.*, 2008). É necessário ressaltar que as condições de realização dos ensaios foram propícias de perdas de Pt (solo umedecido quando da aplicação da ARS).

O Pt é o somatório do Ps e do Pp e, quando avaliamos a composição da Pt nas suas duas formas (Ps e Pp), verificamos que a aplicação de ARS sobre a superfície do solo potencializou a concentração de Ps na solução escoada. Tal evidência é observada pelo coeficiente angular da ARS na Equação 2 (Ps), que é 14% maior do que o coeficiente angular da ARS da Equação 3 (Pp). Bertol *et al.*, (2010) também verificaram que a aplicação de dejetos suíno ao solo potencializou maior concentração de Ps na solução escoada. Os autores observaram que a concentração de Ps na solução escoada dos tratamentos que receberam dejetos suínos foi em torno de 5 a 8 vezes maior do que nos tratamentos que receberam NPK e de 12 a 20 vezes maior do que no tratamento testemunha (sem aplicação de adubação). Os autores ainda relataram que as diferenças se revestem de maior importância ao se considerar que a quantidade de fósforo aplicado através do dejetos líquido de suíno foi menor do que por adubo mineral. Portanto, a ARS propiciou maior concentração de Ps em relação ao total do elemento perdido por erosão.

Do ponto de vista ambiental, as referidas perdas podem ser consideradas expressivas, especialmente porque o Ps solúvel reativo é a forma do elemento mais prontamente disponível para os organismos aquáticos, portanto, pode ter forte impacto de curto prazo na eutrofização das águas (DANIEL *et al.*, 1998; SHARPLEY *et al.*, 1994).

Observa-se que a ARS foi o fator que mais influenciou na concentração de Pp na solução escoada, a exemplo das outras duas frações do fósforo (Pt e Ps), porém, nesse caso, a influência foi menos acentuada em relação à *i* e *Ip*. Os resultados podem ser explicados pelo fato de a *Ip* e *i* terem influências diretas sobre a quantidade de solo transportado, e no caso da ARS aplicada sobre o solo, da porção sólida retida na superfície.

Verifica-se na Tabela 7 que o tempo, referente aos dois períodos avaliados (APA e APC), é significativo, ou seja, o tempo possui influência sobre a concentração de Pt, Ps e Pp transportados na solução escoada da superfície.

Na Figura 3, é possível visualizar as concentrações médias transportadas na solução

escoada de Pt, Ps e Pp nos dois períodos avaliados durante o ciclo vegetativo da soja (APA e APC) indiferente do tratamento.

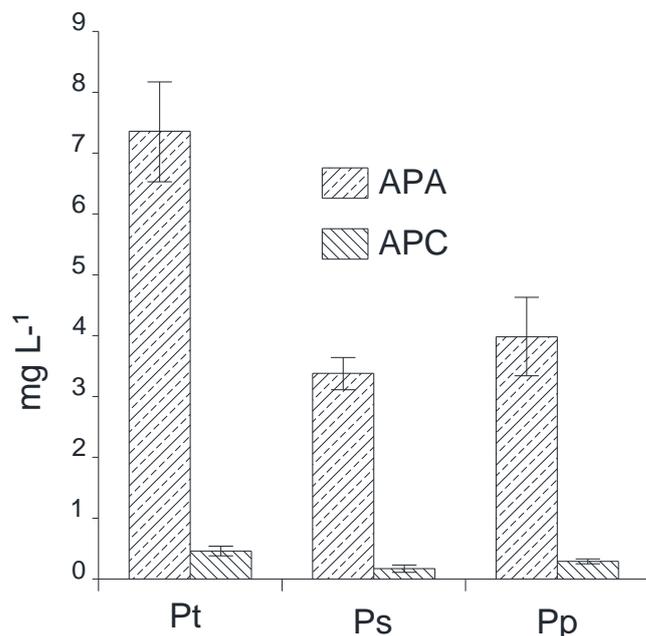


Figura 3 - Concentração média de Pt, Ps e Pp transferida nos dois períodos avaliados APD (30 minutos após aplicação das adubações) e APC (Após a colheita da cultura da soja).

Observa-se na Figura 3 que houve redução de 94%, 95% e 93% na concentração, respectivamente para Pt, Ps e Pp, quando comparada aos dados APA e APC.

Comportamento semelhante foi observado por Ceretta *et al.* (2010), os quais verificaram as maiores concentrações de P na solução escoada durante as primeiras ocorrências de precipitação, após a aplicação de dejetos suíno líquidos. Smith *et al.*, (2007) estudaram a aplicação de três tipos diferentes de adubação, (água residuária da suinocultura, cama de frango e adubação inorgânica) mais o tratamento controle, e verificaram que, um dia após a aplicação de fertilizantes, as concentrações médias de Ps na solução escoada na superfície foram maiores para o tratamento de água residuária da suinocultura. Todavia, na avaliação referente aos 29 dias após a aplicação da água residuária da suinocultura as concentrações eram semelhantes às observadas para o tratamento não fertilizado. Isso também foi relatado por Ceretta *et al.* (2005a), nos dois primeiros anos de avaliação de uma área experimental cujas aplicações foram de 0, 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹ de dejetos de suínos. Os autores verificaram redução de 86 % na concentração de Ps escoada da primeira avaliação (seis dias após aplicação da ARS) para a segunda (18 dias após aplicação da ARS).

Nesse sentido, a aplicação do ARS em áreas de maior declividade deve ser evitada, e quando realizada deve ser em menores quantidades, devido aos efeitos que a

inclinação do solo provoca sobre o transporte de Pt, Ps e Pp. Considerando-se que as maiores perdas de fósforo estão relacionadas ao intervalo entre a aplicação da ARS e o primeiro escoamento superficial (Cerreta *et al.*, 2005; Cerreta *et al.*, 2010), deve-se evitar a aplicação de ARS quando ocorrer a probabilidade imediata de chuva, e quando necessário, a aplicação deve ser feita nas áreas com menor declividade.

É importante que em áreas onde a aplicação de ARS, principalmente quando for conduzida sob sistema de plantio direto, exista a preocupação com a implantação de práticas de manejo conservacionista do solo com: a utilização rotação de culturas, visando produzir e manter resíduos vegetais na superfície do solo para, dessa forma, dissipar a energia do impacto da gota chuva e diminuir o volume de perda de solo enriquecido com fósforo; é também importante o uso de sistema de terraceamento devidamente dimensionado, já que esse pode diminuir e muito as perdas de fósforo por escoamento superficial e, por consequência, o potencial poluente da aplicação de ARS.

5.1.2 Estimativa dos efeitos lineares dos fatores sobre a concentração de fósforo transferido no escoamento superficial

Na Tabela 9, encontra-se a estimativa dos efeitos lineares dos fatores estudados nos dois períodos avaliados (APA e APC). Observa-se que as estimativas dos efeitos lineares foram significativas sobre as respostas apenas no período APA para os fatores ARS, Ip e *i*.

Tabela 9 - Estimativa dos efeitos lineares dos fatores independentes sobre a concentração de Pt, Ps e Pp arrastado junto à solução escoada na superfície nos dois períodos de avaliação: APA e APC

Fatores	Pt (mg.L ⁻¹)		Ps (mg.L ⁻¹)		Pp (mg.L ⁻¹)	
	APA	APC	APA	APE	APA	APC
ARS	4.58 (±0.84)*	-0.04 (±0.16)	2.47 (±0.27)*	-0.01 (±0.13)	2.11 (±0.65)*	-0.03 (±0.07)
ADM	0.73 (±0.84)	0.07 (±0.16)	0.50 (±0.27)	0.03 (±0.13)	0.22 (±0.66)	0.04 (±0.07)
Ip	2.93 (±0.84)*	0.06 (±0.16)	1.13 (±0.27)*	0.10 (±0.13)	1.90 (±0.66)*	-0.03 (±0.07)
<i>i</i>	3.78 (±0.84)*	0.12 (±0.16)	1.86 (±0.27)*	0.04 (±0.13)	1.92 (±0.66)*	0.08 (±0.07)

APD: 30 minutos após aplicação das adubações; APC: Após a colheita da cultura da soja.

Nota-se que a passagem do nível -1 para o +1 na ARS gerou estimativa de efeito linear positivo (incremento) em média 4,58 (± 0,84) mg L⁻¹ (Tabela 9) na concentração de Pt. Verifica-se na Tabela 9 que o efeito linear da ARS sobre a concentração de Pt foi em torno de 1,2 vezes e 1,6 vezes maior do que o efeito linear gerado pela *i* e Ip, respectivamente. Avaliou-se o efeito linear das duas variáveis independentes que influenciam no mecanismo de transporte do fósforo para as águas superficiais e verifica-se que a *i* (3,78 ±0,84) possui

um efeito linear em torno de 1,3 vezes maior que efeito linear provocado pela I_p ($2,93 \pm 0,84$) sobre a concentração da P_t .

Para o P_s , verifica-se comportamento semelhante ao do P_t , porém o efeito linear da ARS, quando comparado ao efeito linear da I_p , é em torno de 2,2 vezes maior. Os efeitos lineares dos fatores sobre a concentração P_p foram próximos, sendo $2,11 \pm 0,65 \text{ mg L}^{-1}$, $1,90 \pm 0,66 \text{ mg L}^{-1}$ e $1,92 \pm 0,66 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente para ARS, I_p e i .

De acordo com a Tabela 9, é possível verificar que todos os fatores independentes estudados possuem efeito positivo sobre as concentrações de P_t , P_s e P_p na solução escoada no período APA. Observa-se que o fator de maior intensidade sobre a concentração de fósforo é a ARS, seguido na ordem pela $I_p > ADM$.

5.1.3 Legislação Ambiental

Quanto ao aspecto ambiental, considera-se que 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 $0,03 \text{ mg L}^{-1}$ e para ambientes lóticos (águas continentais moventes) é de $0,05 \text{ mg L}^{-1}$. Diante disso, foi possível verificar que os valores encontrados para P_t no escoamento superficial foram muito maiores a $0,05 \text{ mg L}^{-1}$ nos 28 ensaios realizados no período APA. Os dados deste experimento ultrapassaram a concentração máxima permitida para Água Doce – Classe 2 (água que pode ser utilizada para consumo humano, após tratamento adequado). Desta maneira, pode-se constatar o potencial que as águas de escoamento superficial, provenientes de áreas com aplicação de ARS, tem em promover efeitos sobre a qualidade das águas superficiais, no que se refere ao aceleração dos processos de eutrofização. Tal afirmação torna-se evidente quando avaliamos a fração do P_t que encontra-se na forma de P_s , forma prontamente disponível para absorção em que, no período avaliado APA, 100% (28 ensaios) apresentaram valores superiores aos limites apresentados pela legislação nacional ($0,05 \text{ mg.L}^{-1}$).

5.2 Comportamento da transferência de fósforo durante o escoamento superficial

De acordo com os resultados das concentrações de P_t , P_s e P_p obtidos durante o escoamento da solução da superfície, devido à simulação da chuva nos dois períodos avaliados (APA e APC), obteve-se a análise de variância em medida repetida no tempo (Tabela 10), em que verifica-se que o tempo de escoamento possui influência significativa ($p\text{-valor} < 0,000$) sobre as respectivas respostas. Nota-se, para todas as variáveis respostas P_t , P_s e P_p , que o tempo tem interação significativa com os fatores estudados: ARS, I_p e i

(p-valor<0,000).

Tabela 10 -Resumo da ANOVA referente ao estudo de arraste de Pt, Ps e Pp durante o escoamento superficial para os dois períodos avaliados

Efeitos	G.L	<i>p-valor</i>		
		Pt	Ps	Pp
Média	1	0,000*	0,000*	0,000*
ARS	1	0,000*	0,000*	0,005*
ADM	1	0,378	0,109	0,687
Ip	1	0,003*	0,001*	0,014*
I	1	0,000*	0,000*	0,006*
ARS*ADM	1	0,157	0,334	0,145
ARS*Ip	1	0,696	0,202	0,919
ADM*Ip	1	0,604	0,225	0,914
ARS*i	1	0,468	0,510	0,506
ADM*i	1	0,920	0,929	0,926
Ip*i	1	0,718	0,771	0,531
Error	17			
TEMPO	5	0,000*	0,000*	0,000*
TEMPO*ARS	5	0,000*	0,000*	0,000*
TEMPO*ADM	5	0,758	0,172	0,602
TEMPO*Ip	5	0,000*	0,000*	0,002*
TEMPO*i	5	0,000*	0,000*	0,000*
TEMPO*ARS*ADM	5	0,181	0,065	0,572
TEMPO*ARS*Ip	5	0,963	0,666	0,945
TEMPO*ADM*Ip	5	0,668	0,221	0,305
TEMPO*ARS*i	5	0,301	0,650	0,273
TEMPO*ADM*i	5	0,999	0,392	0,992
TEMPO*Ip*i	5	0,957	0,440	0,905
Erro	85			

5.2.1 Análise de superfície de resposta

Os modelos de regressão linear múltipla ajustados sobre as concentrações de Pt, Ps e Pp, nos respectivos tempos de escoamento (24 min, 48 min e 72 min) nos dois períodos avaliados (APA e APC), foram submetidos à análise de variância e verificou-se que apenas os modelos ajustados sobre Pt, Ps e Pp durante o escoamento no período APA foram significativos ($F_{tab}/F_{cal} > 1$). Na Tabela 12 são apresentados os modelos de regressão linear múltipla ajustados e significativos, assim como os coeficientes de determinação (R^2) e os valores da razão de F_{cal}/F_{tab} .

Os modelos de regressão linear múltipla apresentados nas Equações 1, 2 e 3 (Tabela 12) foram respectivamente ajustados para a concentração de Pt durante os três momentos avaliados durante o escoamento superficial (24 min, 48 min e 72 min) no período de avaliação APA e apresentaram regressão significativa para descrever os resultados experimentais ($F_{cal}/F_{tab} > 1$), para o intervalo de confiança de 95%. Enquanto os modelos lineares ajustados são válidos para prever o comportamento do processo de transporte do Pt durante o escoamento superficial ($F_{cal}/F_{tab} > 4$). Os coeficientes de determinação (R^2) dos modelos foram respectivamente de 70%, 69% e 74%, respectivamente para os

momentos de avaliação durante o escoamento superficial de 24 min, 48 min e 72 minutos.

Tabela 11 -Modelos de regressão linear e múltipla, obtidos para o transporte de Pt, Ps e Pp na solução escoada na superfície durante o escoamento superficial no período avaliados APA.

Equação	Equação ¹	R ²	Fcal/Ftab
Pt (mg.L ⁻¹)			
Eq.1	Pt ₂₄ = 13.29 + 4.13ARS + 2.32lp + 2.64i	0.70	6,28*
Eq.2	Pt ₄₈ = 5.53 + 1.54ARS + 1.30lp + 1.48i	0.69	5,78*
Eq.3	Pt ₇₂ = 3.24 + 1.19ARS + 0.75lp + 0.81i	0.74	7,47*
Ps (mg.L ⁻¹)			
Eq.4	Ps ₂₄ = 5.05 + 1.99ARS + 0.78lp + 1.43i	0.81	10.99*
Eq.5	Ps ₄₈ = 3.10 + 0.97ARS + 0.51lp + 0.83i	0.71	6,71*
Eq.6	Ps ₇₂ = 1.97 + 0.74ARS + 0.41lp + 0.53i	0.58	3.81*
Pp (mg.L ⁻¹)			
Eq.7	Pp ₂₄ = 8.23 + 2..14ARS + 1,57lp + 1.96i	0.45	2.73*
Eq.8	Pp ₄₈ = 2.44 + 0.57ARS + 0.79lp + 0.64i	0.26	1.37*
Eq.9	Pp ₇₂ = 1.27 + 0.45ARS + 0.34lp + 0.28i	0.30	1.11*

¹: Variáveis de entrada codificadas; Pt₂₄; 48; 72: Concentração de Pt determinada respectivamente nas mostras coletadas 24 min, 48 min e 72 minutos após o início do escoamento superficial. Ps₂₄; 48; 72: Concentração de Ps determinada respectivamente nas amostras coletadas 24 min, 48 min e 72 minutos após o início do escoamento superficial. Pp₂₄; 48; 72: Concentração de Pp determinada respectivamente nas amostras coletadas 24 min, 48 min e 72 minutos após o início do escoamento superficial; R²: coeficiente de determinação; Ftab (2;25;0,05) = 3.39; *: significativo pelo teste F a 5%.

Para o Os, os modelos de regressão linear múltipla, ajustados para os momentos avaliados durante o escoamento superficial (24 min, 48 min e 72 min), são respectivamente apresentados nas Equações 4, 5 e 6 (Tabela 12). Observa-se que todas as equações foram significativas (Fcal/Ftac > 1). Porém, para a Equação 6, segundo os critérios propostos por Barros Neto et al. (2007), deve ser evitada a utilização para predizer concentrações de Ps na solução escoada da superfície ao final do escoamento superficial. Tal fato é evidenciado quando se avalia o coeficiente de determinação (R²) da Equação 6. Nota-se que apenas a variação do transporte de Ps é explicada em torno de 58% pela Equação 6, quanto aos outros dois momentos avaliados durante o escoamento superficial, início e meio do escoamento, respectivamente descritos pelas Equações 4 e 5, têm os seguintes resultados para os coeficientes de explicação: 72% e 81%, respectivamente.

Verifica-se na Tabela 12 que os modelos ajustados para o transporte do Pp durante o escoamento superficial (Equações 7, 8 e 9) foram significativos (Fcal/Ftab > 1), porém todos os modelos lineares ajustados devem ser evitados para predizer a concentração de Pp na solução escoada superfície, visto que a relação Fcal/Ftab ficou abaixo de 4 e a proporção da variação explicada pelas equações de regressão lineares ajustadas é baixa.

A utilização de planejamento fatorial possibilita a obtenção do gráfico de superfície de resposta. Nas Figuras 5 e 6, estão apresentadas, respectivamente, as superfícies de respostas referentes ao Pt (Equações 1, 2 e 3) e Ps (Equações 4, 5 e 6) das equações apresentadas na Tabela 12. As representações gráficas através da superfície de resposta

referente ao transporte de Pp durante o escoamento superficial não serão apresentadas, pois segundo Barros Neto et al. (2007), as equações devem ser evitadas para prever o transporte de Pp ($F_{cab}/F_{tab} < 4$).

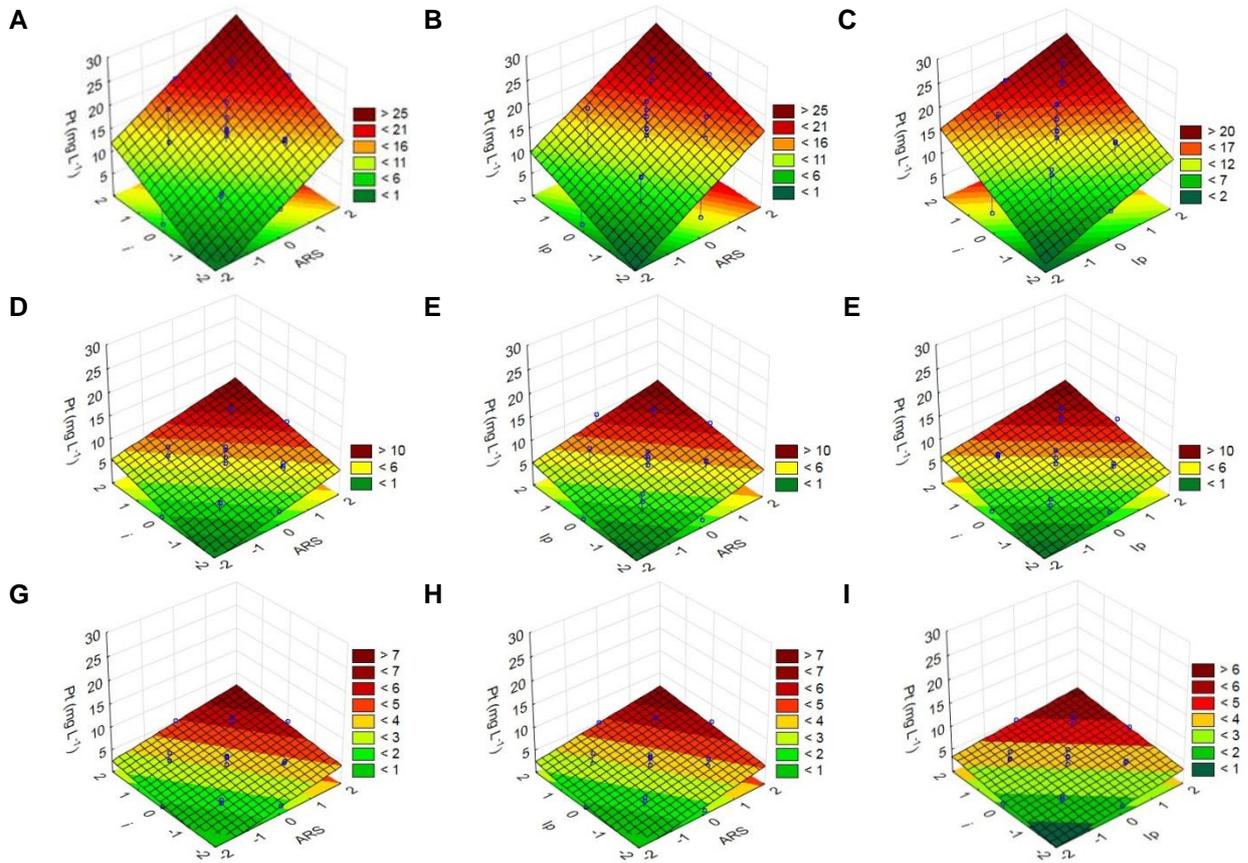


Figura 4 - Gráficos de superfícies de resposta dos modelos ajustados para prever o transporte de Pt aos 24 minutos (A, B C), Pt aos 48 minutos (D, E e F) e Pt aos 72 minutos (G, H e I) em função da taxa de ARS aplicada, intensidade de precipitação simulada (I_p) e declividade do solo (i) no período ADA.

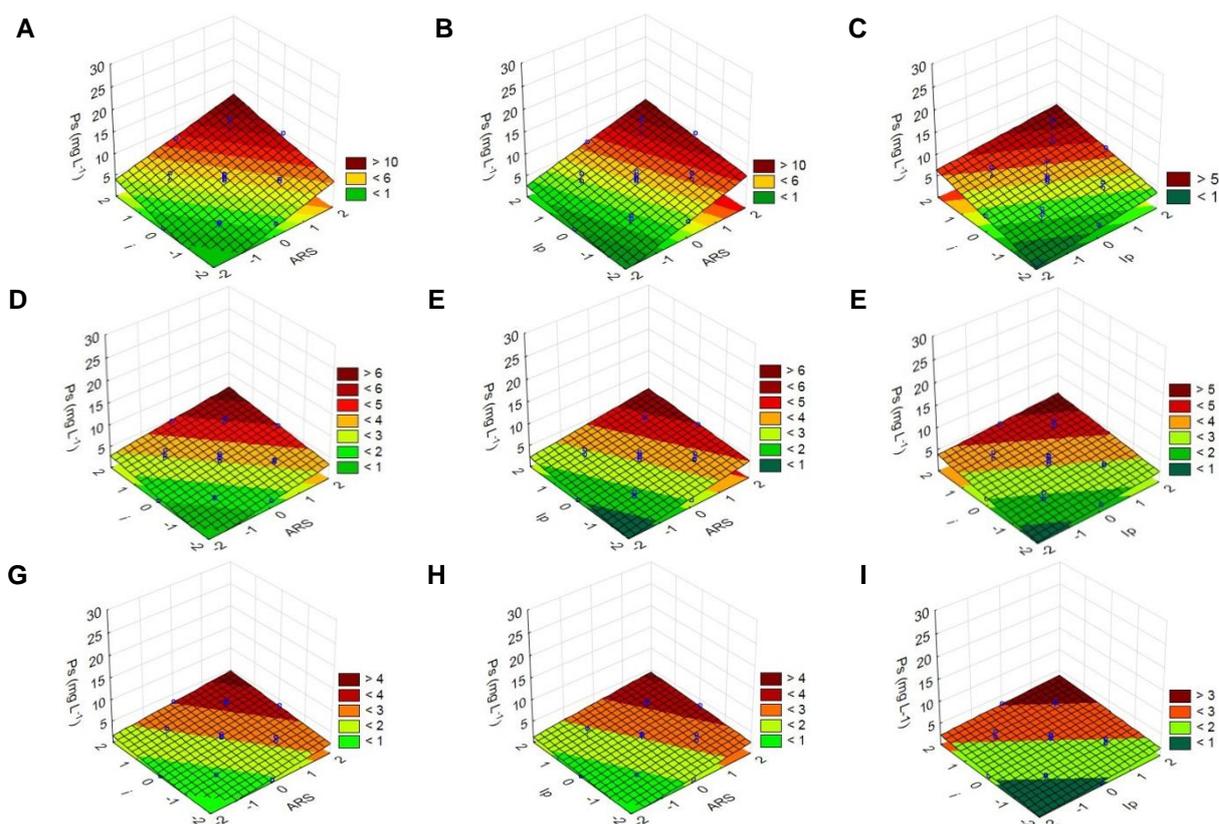


Figura 5 - Gráficos de superfícies de resposta dos modelos ajustados para prever o transporte de Ps_{24} (A, B C), Ps aos 48 minutos (D, E e F) e Pt aos 72 minutos (G, H e I) em função da taxa de ARS aplicada, intensidade de precipitação simulada (I_p) e declividade do solo (i) no período APA.

A aplicação da ARS em áreas de maior declive deve ser evitada, e quando realizada deve ser em menores quantidades, haja vista os efeitos que a inclinação do solo provoca sobre o transporte de fósforo. Considerando-se que as maiores perdas de fósforo estão relacionadas ao intervalo entre a aplicação da ARS e o primeiro escoamento superficial (Cerreta et al, 2005; Cerreta et al. 2010), deve-se evitar a aplicação de ARS quando ocorrer a probabilidade imediata de chuva, portanto, quando for necessário realizar a aplicação, a mesma deve ser feita em áreas com menor declividade.

É importante que em áreas onde ocorra a aplicação de ARS, principalmente quando conduzida sob sistema de plantio direto, exista a preocupação com a implantação de práticas de manejo conservacionista que visam reduzir a perda de água e solo. Algumas práticas utilizam rotação de culturas visando produzir e manter resíduos vegetais na superfície do solo, a fim de dissipar a energia do impacto da gota chuva e diminuir a perda de solo e água, principalmente porque as maiores concentrações f (nas três formas) estão no início do escoamento; sistema de terraceamento devidamente dimensionado. Isso pode diminuir em muito as perdas de Pt, Ps e Pp por escoamento superficial e, por consequência, o potencial poluente da aplicação de ARS.

Na Figura 6, é possível visualizar o comportamento de Pt, Ps e Pp durante o escoamento superficial nos dois períodos avaliados (ADA e ADP).

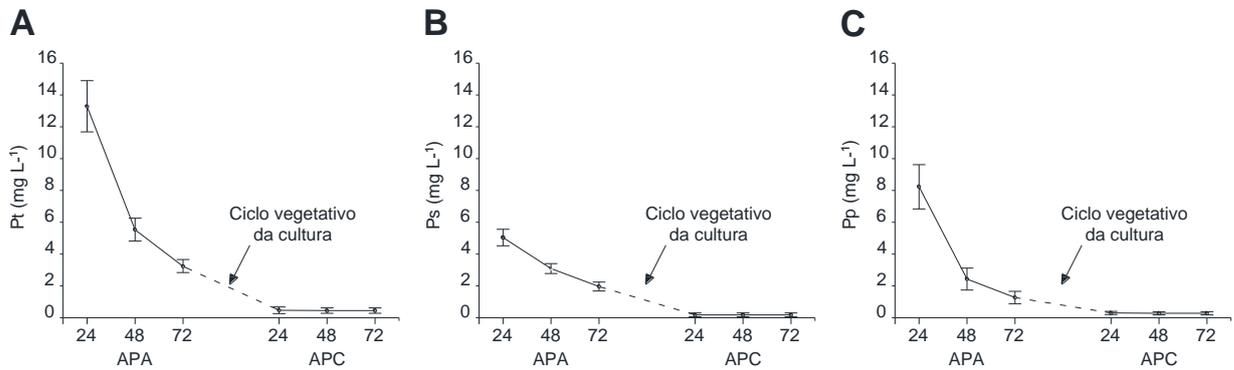


Figura 6 - Transferência de Pt (A), Ps (B) e Pp (C) durante o escoamento da superficial nos dois períodos (APA e APC.)

Na Figura 6 (A), visualiza-se o comportamento da concentração de Pt durante o escoamento superficial nos dois períodos avaliados. Verifica-se que as maiores concentrações Pt durante o escoamento superficial no período APA ocorreram na amostra coletada aos 24 minutos. Houve redução de 2,4 vezes na concentração na amostra coletada aos 48 minutos, e quando se compara o intervalo entre 48 minutos e 72 minutos, o qual foi de 1,7 vezes, verifica-se que a redução não foi de forma linear. Após a colheita da cultura da soja (APC), as concentrações permaneceram estáveis, em torno de $0,45 \text{ mg L}^{-1}$.

Observa-se na Figura 6 (B) o comportamento da concentração do Ps durante o escoamento nos períodos APA e APC. Verifica-se que as maiores concentrações ocorreram no início do escoamento superficial no período APA, as quais reduziram com o passar do tempo. Porém, as reduções foram menores e mais constantes entre os momentos avaliados, visto que a redução na concentração da amostra coletada aos 24 minutos e 48 minutos foi de 1,7 vezes, enquanto a redução na concentração das amostras coletadas aos 48 minutos e 72 minutos foi de 1,6 vezes. A exemplo do Pt, a concentração do Ps no período APC permaneceu praticamente constante ($0,18 \text{ mg L}^{-1}$).

Verifica-se na Figura 6 (C) que as maiores concentrações Pp ocorreram durante o escoamento superficial no período APA. Houve redução em torno de 3,4 vezes a concentração na amostra coletada aos 48 minutos e 1,9 vezes quando compara-se o intervalo entre 48 minutos e 72 minutos. Após a colheita da soja (APC), as concentrações Pp, a exemplo das concentrações de Pt e Os, foram praticamente constantes e ficaram em torno de $0,27 \text{ mg L}^{-1}$.

Quando comparam-se os momentos de coleta durante o escoamento superficial (24 min, 48 min e 72 min) nos dois períodos avaliados (APA e APC), observa-se que aos 24 minutos, para as três formas de fósforo (Pt, Ps e Pp), ocorreu redução em torno 27,5 vezes,

quando foram comparadas as concentrações dos dois períodos (APA e APC). Para os outros dois momentos avaliados (48 min e 72 min), as reduções entre os períodos APA e APC, foram de 12,3 vezes e 7,2 vezes para Pt e 16,7 vezes e 12,3 vezes para Ps e 9,2 vezes e 4,34 vezes para Pp.

Além da distribuição temporal durante a simulação da chuva, verifica-se que a redução da concentração também ocorreu entre os dois períodos avaliados. Neste caso, os valores máximos de Pt, Ps e Pp ocorreram na primeira coleta (APA). Tais fatos demonstram que as ocorrências de chuvas logo após a aplicação da ARS possibilitam maior concentração de fósforo na solução escoada. Desse modo, os resultados apontam que existem momentos ao longo do ano nos quais o risco de transferência de fósforo para o meio aquático é maior, via escoamento superficial, e sempre está vinculado às épocas de aplicação da ARS. Bertol *et al.*, (2004), Gebler *et al.*, (2012) também apontaram esse comportamento de risco sazonal, ligado à época de aplicação da ARS.

5.2.2 Estimativa dos efeitos lineares dos fatores sobre a concentração de fósforo transferido durante o escoamento superficial

Na Tabela 12, encontra-se a estimativa dos efeitos lineares dos fatores independentes estudados nos dois períodos avaliados (APA e APC). Observou-se que os efeitos não foram significativos sobre as respostas no período APC.

Tabela 12 -Estimativa dos efeitos lineares dos fatores independentes sobre a concentração de Pt, Ps e Pp transportados durante o escoamento nos dois períodos de avaliação: APA e APC.

Fatores	Pt (mg L ⁻¹)					
	APA			APC		
	24 min	48 min	72 min	24 min	48 min	72 min
ARS	<u>8.26(±1.65)*</u>	<u>3.10(±0.73)*</u>	<u>2.39(±0.43)*</u>	-0.02(±0.22)	0.01(±0.16)	-0.09(±0.14)
ADM	1.26(±1.65)	0.72(±0.73)	0.19(±0.43)	-0.05(±0.22)	0.09(±0.16)	0.17(±0.14)
Ip	<u>4.68(±1.65)*</u>	<u>2.60(±0.73)*</u>	<u>1.50(±0.43)*</u>	0.09(±0.22)	0.11(±0.16)	-0.02(±0.14)
<i>i</i>	<u>6.77(±1.65)*</u>	<u>2.96(±0.73)*</u>	<u>1.62(±0.43)*</u>	0.09(±0.22)	0.09(±0.16)	0.18(±0.14)
Ps (mg L ⁻¹)						
ARS	3.98(±0.54)*	1.94(±0.31)*	1.48(±0.28)*	-0.05(±0.16)	0.01(±0.12)	0.02(±0.11)
ADM	0.09(±0.54)	<u>0.78(±0.31)*</u>	<u>0.62(±0.28)*</u>	0.03(±0.16)	0.03(±0.12)	0.04(±0.11)
Ip	<u>1.55(±0.54)*</u>	<u>1.02(±0.31)*</u>	<u>0.81(±0.28)*</u>	0.09(±0.16)	0.12(±0.12)	0.07(±0.11)
<i>i</i>	2.86(±0.54)*	1.67(±0.31)*	1.06(±0.28)*	0.01(±0.16)	0.04(±0.12)	0.07(±0.11)
Pp (mg L ⁻¹)						
ARS	<u>4.28(±1.41)*</u>	<u>1.16(±0.71)*</u>	<u>0.91(±0.39)*</u>	0.03(±0.10)	-0.01(±0.10)	-0.11(±0.07)
ADM	1.18(±1.41)	-0.06(±0.71)	-0.43(±0.39)	-0.08(±0.10)	0.06(±0.10)	0.13(±0.07)
Ip	<u>3.13(±1.41)*</u>	<u>1.58(±0.71)*</u>	<u>0.69(±0.39)*</u>	-0.01(±0.10)	-0.01(±0.10)	-0.09(±0.07)
<i>i</i>	<u>3.91(±1.41)*</u>	1.29(±0.71)	0.56(±0.39)	0.08(±0.10)	0.05(±0.10)	0.11(±0.07)

* significativo ao nível de 5% de significância.

Observa-se na Tabela 13 que a estimativa dos efeitos lineares dos fatores independentes sobre as três formas de Pt, Ps e Pp no período APA reduziram durante o escoamento superficial e foram verificados os maiores efeitos no início do escoamento superficial (24 min), exceto para Ps no fator ADM. Ao serem avaliados os efeitos entre os dois períodos (APA e APC), verificou-se que ocorreu redução nos valores dos efeitos dos fatores entre os períodos APA e APC.

A avaliação do Pt no período APA mostrou que a passagem do nível -1 para o +1 na ARS gerou efeito positivo (incremento) em média 8,26 (±1.65) mg L⁻¹ (Tabela 13) na concentração da amostra coletada aos 24 minutos. Verificou-se ainda que o efeito da ARS aos 24 minutos no período APA sobre a concentração de Pt foi em torno de 22 % e 76% maior que o efeito gerado pela *i* e Ip, respectivamente. Comportamento semelhante foi verificado aos 48 e 72 minutos, porém em menores magnitudes. Ao se avaliar o efeito das duas variáveis independentes que influenciam no transporte do Pt para as águas superficiais, verifica-se que a *i* (6.77 ±1.65) possui um efeito 44% maior do que efeito da Ip (4.68±1.65) sobre a concentração da Pt aos 24 minutos. Comportamento semelhante foi observado para os demais momentos de coleta da solução escoada, porém em menores magnitudes. Verifica-se dessa forma que os efeitos dos fatores no período APA sobre a concentração de Pt são positivos e seguem a ordem de ARS > *i* > Ip > ADM.

Em relação ao Ps, verifica-se que efeitos dos fatores, nos três momentos de coleta da solução escoada no período APA, possuem comportamentos semelhantes aos efeitos

dos fatores do Pt, e quando os mesmos são positivos, a ordem é a seguinte: ARS > *i* > Ip > ADM. Verifica-se que a ADM obteve aumento no efeito após dos 24 minutos. Tal comportamento possivelmente está associado à alta solubilidade dos adubos minerais (ADM), onde no início da simulação da Ip ocorreu a solubilização do fósforo presente da ADM, e após a solubilização interagiu com a água da chuva simulada. Segundo Sharpley, 1985 e Hansen *et al.*, (2002), essa interação pode ocorrer até a profundidade de até de 0,05 m, profundidade em que a ADM foi colocada.

Para o Pp (Tabela 13), verifica-se que no período APA, aos 24 minutos, o efeito dos fatores seguia a ordem de ARS > *i* > Ip > ADM. Nota-se que a ARS é o fator com maior efeito aos 24 minutos, e o incremento de 4.28 (± 1.41) mg.L⁻¹ provocado na concentração de Pp, pela passagem do nível -1 para o +1 de ARS, esteja associado à quantidade de sólidos presentes na ARS e enriquecidos com fósforo, que ficaram retidos sobre a cobertura morta e superfície do solo, os quase são transportados no início do escoamento. Observa-se também que os fatores que influenciam diretamente no mecanismo de transporte do Pp (Ip e *i*) tiveram efeitos mais próximos em magnitude ao efeito da ARS. Nota-se ainda que aos 48 minutos, os efeitos dos fatores *i* seguidos da Ip foram maiores do que o efeito provocado pela ARS na concentração do Pp na solução escoada, demonstrando a importância que o mecanismo de transporte expressa na transferência do Pp via escoamento superficial.

5.2.3 Legislação ambiental

Quanto ao aspecto ambiental considerado na Resolução CONAMA 357/05, as concentrações de Pt no escoamento superficial foram muito maiores do que 0,05 mg L⁻¹ nos 28 ensaios realizados no período APC, ou seja, ultrapassaram a concentração máxima permitida para Água Doce – Classe 2, indiferente do momento de coleta da solução escoada. Isso indica que a aplicação de ARS aumentou as perdas de Pt por escoamento superficial; potencializou a contaminação das águas e o aumento do risco de eutrofização dos ambientes aquáticos e corroborou com os resultados encontrados por Ceretta *et al.*, (2010) e Bertol *et al.*, (2010).

6. CONCLUSÕES

De acordo com os resultados obtidos, verificou-se que:

- 1) Das duas fontes externas de fósforo do experimento, a ARS é a principal fonte do fosforo presente na solução escoada da superfície do solo. Os fatores independentes que influenciam significativamente na quantidade transportada de fósforo junto à solução escoada é $ARS > i > Ip$;
- 2) Observou-se ainda que a ARS potencializa a presença de Ps na solução escoada quanto à i e Ip e tem maior importância no mecanismo de transporte do Pp;
- 3) Verificou-se que as concentrações de Pt, Ps e Pp foram reduzidas após a colheita da soja (APC), quando comparadas com o primeiro escoamento ocorrido (APA), demonstrando que a transferência de Pt, Ps e Pp está relacionada ao período de aplicação;
- 4) A concentração na solução escoada de fósforo, nas três formas (Pt, Ps e Pp), possui efeito linear dos fatores positivamente e na seguinte ordem: $ARS > i > Ip > ADM$;
- 5) As maiores concentrações de Pt, Ps e Pp concorrem no início do escoamento do período APA e decrescem ao longo do tempo de escoamento, à medida que o tempo passa após a aplicação da ARS;
- 6) Os fatores que possuem maior efeito positivo sobre as concentrações de Pt e Ps no período APA são $ARS > i > Ip > ADM$, independente do momento de coleta durante o escoamento superficial;
- 7) Os momentos de maior risco ambiental envolvem a época de aplicação da ARS e variam seu grau em relação à quantidade aplicada;
- 8) A aplicação de ARS potencializou o transporte de fósforo via escoamento superficial e atingiu concentrações superiores às estabelecidas pela legislação, logo representam um potencial de contaminação ambiental.

AGRADECIMENTOS

Ao CNPq, à Capes e à Fundação Araucária pelo auxílio financeiro.

REFERENCIAS

ALVES SOBRINHO, T. ; MACPHERSON, H. G. ; GÓMEZ, J. A. . A portable integrated rainfall and overland flow simulator. **Soil Use and Management**, v. 24, p. 163-170, 2008.

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**. 19 ed. Washington: American Public Health Association, 1995.

ANDRASKI, T. W.; BUNDY, L. G.; KILIAN K. Manure history and long-term tillage effects on soil properties and phosphorus losses runoff. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 31, p. 1782-1789, 2003.

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

BAUMGARTNER, D.; SAMPAIO, S. C.; SILVA, T. R.; VILAS BOAS, M. A. Reúso de águas residuárias da piscicultura e da suinocultura na irrigação da cultura da alface. **Engenharia Agrícola**, v.27, n.1, p.152-163, 2007.

BERTOL, I. ALBUQUERQUE, J. A.; LEITE, D.; AMARAL, A. J.; ZOLDAN JUNIOR, W. A. Propriedades físicas do solo sob preparo convencional e semeadura direta em rotação e sucessão de culturas, comparadas às do campo nativo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, n. 28, p. 155-163, 2004

BERTOL, I. B.; MELLO, E. L.; GUADAGNIN, J. C.; ZAPAROLLI, A. L. V.; CARRAFA, M. R. Nutrient losses by water erosion. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 60, p. 581-586, 2003.

BERTOL, O. J.; RIZZI, N. E.; FAVARETTO, N.; Maria do Carmo Lana . Phosphorus loss by surface runoff in no-till system under mineral and organic fertilization. **Scientia Agrícola**, v. 67, p. 71-77, 2010.

BERWANGER, A. L.; CERETTA, C. A.; SANTOS, D. R. Alterações no teor de fósforo no solo com aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.32, p.2525-2532. 2008.

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.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente - Conama. 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 as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, p. 58-63, 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. **Reúso de água**. Barueri: Manole, 2003. p. 21-36.

BUNDY, L. G.; ANDRASKI, T. W.; POWELL, J. M. Management practice effects on phosphorus losses in runoff in corn production systems. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 30, p. 1822-1828, 2001.

CABRAL, J. R.; FREITAS, P. S. L.; REZENDE, R.; MUNIZ, A. S.; BERTONHA, A. Impacto da água residuária de suinocultura no solo e na produção de capim-elefante. **Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 8, p. 823–831, 2011.

CAMPELO, P. L. G. **Influência da aplicação de águas residuárias de suinocultura nas características físico-hídricas e químicas de um solo podzólico vermelho-amarelo**. 1999. 53 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1999.

CAMPOS, C. M. M.; CARMO, F. R.; BOTELHO, C. G.; COSTA, C. C. Desenvolvimento e operação de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) no tratamento dos efluentes da suinocultura em escala laboratorial. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 30, n. 1, p. 140-147, 2006.

CARNEIRO, L. J.; DIETER, J.; SAMPAIO, S. C.; JUNIOR, N. S. SANTOS-KOELLN, F. T. S. Balanço de sais provenientes da aplicação de água residuária de suinocultura em quatro ciclos de cultura. **Revista em Agronegócios e Meio Ambiente**, v. 4, n. 3, p. 481-499, set/dez. 2011 - ISSN 1981-9951.

CERETTA, C. A.; BASSO, C. J.; PAVINATO, P. S.; TRENTIN, E. E.; GIROTTO, E. Produtividade de grãos de milho, produção de matéria seca e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio na rotação de aveia preta/milho/nabo forrageiro com aplicação de dejetos líquidos de suíno. **Ciência Rural**. Santa Maria. v. 35, p. 1287-1295, 2005a.

CERETTA, C. A.; BASSO, C. J.; VIEIRA, F. C. B.; HERBES, M. G.; MOREIRA, I. C. L.; BERWANGER, A. L. Dejetos líquidos 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, 2005b.

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

CERETTA, C. A.; GIROTTO, E.; LOURENZI, C. R.; TRENTIN, G.; VIEIRA, R. C. B.; BRUNETTO, G. Nutrient transfer by runoff under no tillage in a soil treated with successive applications of pig slurry. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 139, p. 689-699, 2010.

DAL BOSCO, T. C. **Poluição difusa decorrente da aplicação de água residuária da suinocultura em solo cultivado com soja sob condições de chuva simulada**. 2007. 114 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2007.

DAL BOSCO, T. C.; SAMPAIO, S. C. ; OPAZO, M. A. U. ; GOMES, B. M. ; NÓBREGA, L. H. P. Aplicação de água residuária de suinocultura em solo cultivado com soja: cobre e zinco no material escoado e no solo. **Engenharia Agrícola**, v. 28, p. 699-709, 2008.

DANIEL, T. C.; SHARPLEY, A. N.; EDWARDS, D. R.; WEDEPOHL, R.; LEMUNYON, J. L. Minimizing surface water eutrophication from agriculture by phosphorus management. **Journal of soil and water conservation**, Ankeny, v. 40, p. 30- 38, 1994.

DANIEL, T. C.; SHARPLEY, A. N.; LEMUNYON, J. L. Agricultural phosphorus and eutrophication: A symposium overview. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 27, p. 251-257, 1998.

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

DINUCCIO, E.; BERG, W.; BALSARI, P. Gaseous emissions from storage of untreated slurries and the fractions obtained after mechanical separation. **Atmospheric Environment**, v.42, p.2448-2459, 2008.

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

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

EDWARDS, D. R.; DANIEL, T. C. Abstractions and runoff from fescue plots receiving poultry litter and swine manure. **American Society of Agricultural Engineers**. Michigan, v. 36, p. 405-411, 1993.

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. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. 2 ed. Rio de Janeiro, 1997. 221 p.

GATIBONI, L. C. BRUNETTO, G.; KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D. S.; CERETTA, C. A.; BASSO, C. J. Formas de fósforo no solo após sucessivas adições de dejetos líquidos de suínos em pastagem natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, n. 32, p. 1753-1761, 2008.

GESSEL, P. D.; HANSEN, N. C.; MONCRIEF, J. F.; SCHMITT, M. A. Rate of fall applied liquid swine manure: Effects on runoff transport sediment and phosphorus. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 33, p. 1839-1844, 2004.

GIROTTI, E.; CERETTA, C. A.; LOURENZI, C. R.; LORENSINI, F.; TIECHER, T. L.; VIEIRA, R. C. B.; TRENTIN, G.; BASSO, C. J. ; MIOTTO, A.; BRUNETTO, G. Nutrient transfer by leaching in a no-tillage system through soil treated with repeated pig slurry applications. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 95, p. 115-131, 2013.

GUADAGNIN, J. C. **Perdas de nutrientes e carbono orgânico pela erosão hídrica, em um Cambissolo Húmico alumínico léptico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo**. 2003. 142 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade do Estado de Santa Catarina, Lajes, 2003.

HAALAND, P.D. Experimental design in Biotechnology. New York: Marcel Dekker, 1989
HEATHWAITE, L.; SHARPLEY, A.; GBUREK, W. A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scales. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 29, p. 158-166, 2000.

HESPANHOL, I. Potencial de reúso de água no Brasil: agricultura, indústria, município e recarga de aquíferos. In: MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. **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 phosphorus movement in a soil profile after 14 years of liquid pig manure fertilization. **Agriculture and Ecosystems Environment**, Charlotte town, v. 78, p. 77-84, 2000.

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ - IAPAR. **Cartas Climáticas do Estado do Paraná**. Londrina: IAPAR, 2012.

----- . Sistema IBGE de recuperação automática - SIDRA. Efetivos Rebanhos. Disponível em:ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao_Pecuaria/Producao_da_Pecuaria_Municipal/2012/tabelas_pdf/tab15.pdf .Acesso em: 10 ou. 2013.

KORNEGAY, E. T.; HARPER A. F. Environmental nutrition: Nutrient management strategies to reduce nutrient excretion of swine. **The professional animal scientist**. v. 13, p. 99-111, 1997.

KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil. **Cadernos de Ciência e Tecnologia (EMBRAPA)**, v. 22, p. 651-665, 2005.

KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. V. Redução da carga poluente. A questão dos nutrientes. In: **Gestão ambiental na Suinocultura**. Brasília: Embrapa, 2007. p.103 - 118.

LEITE, D.; BERTOL, I.; GUADAGNIN, J. C.; SANTOS, E. J.; RITTER, S. R. Erosão hídrica em um Nitossolo háplico submetido a diferentes sistemas de manejo sob chuva simulada. I-Perdas de solo e água. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p. 1033-1044, 2004.

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

LEYTEM, A.B.; TURNER, B.L.; THACKER, P.A. Phosphorus composition of manure from swine fed low-phytate grains: evidence for Hydrolysis in the animal. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 33, p. 2380-2383, 2004.

LIMA, G. J. M. M. Nutrição de suínos – Ferramenta para reduzir a poluição causada pelos dejetos e aumentar a lucratividade do negócio. In: **Gestão ambiental na Suinocultura**. Brasília: Embrapa, 2007. p.63-101.

LOURENZI, C. R.; CERETTA, C. A.; SILVA, L. S.; GIROTTO, E.; LORENSINI, F.; TIECHER, T. L.; CONTI, L. ; TRENTIN, G. ; BRUNETTO, G. Nutrients in soil layers under no-tillage after successive pig slurry applications. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 37, p. 157-167, 2013.

LOVATTO, P. A.; HAUSCHILD, L.; LEHNEM, C. R.; CARVALHO, A. d'A. Modelagem da ingestão, retenção e excreção de nitrogênio e fósforo pela suinocultura gaúcha. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, p. 883-890, 2005.

MAGGI, C. F.; FREITAS, P. L.; SAMPAIO, S. C.; DIETER, J. Impacts of the application of swine wastewater in percolate and in soil cultivated with soybean. **Engenharia Agrícola**, v. 33, p. 279-290, 2013.

MANTOVANI, E. C.; BERNARDO, S.; PALARRETI, L. F. **Irrigação**: Princípios e Métodos. Viçosa. UFV, 2006, 318 p.

McDOWELL, L. L.; MCGREGOR, C. K. Plant nutrient losses in runoff from conservation tillage corn. **Soil Tillage. Research.** Amsterdam, v. 4, p. 79-91, 1984.

McDOWELL, R.; SHARPLEY, A.; FOLMAR, G. Phosphorus export from an agricultural watershed: Linking source and transport mechanisms. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 30, p. 1587-1595, 2001.

McLEOD, R. V.; HEGG, O. R. Pasture runoff quality from application of inorganic and organic nitrogen sources. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 13, p. 122-126, 1984.

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

MELLO, E. L. **Erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo do solo sob chuva simulada**. 2002, 88 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2002.

MENEGHETTI, A. M.; NÓBREGA, L. H. P.; SAMPAIO, S. C.; FERQUES, R. G. Mineral composition and growth of babycorn under swine wastewater combined with chemical fertilization. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v.16, n.11, p.1198–1205, 2012.

MINGGANG, L.; OSAKI, M.; RAO, I.M.; TADANO, T. Secretion of phytase from the roots of several plant species under phosphorus-deficient conditions. **Plant and Soil**, Netherlands, v. 195, p. 161-169, 1997.

MIRANDA, C. R. Aspectos ambientais da suinocultura brasileira. In: **Gestão ambiental na Suinocultura**. Brasília: Embrapa, 2007. p. 13-36.

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.

MORI, H. F.; FAVARETTO, N.; PAULETTI, V.; DIECKOW, J.; SANTOS, W. L. Perda de água, solo e fósforo com aplicação de dejetos líquidos bovinos em Latossolo sob plantio direto e com chuva simulada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, p. 189-198, 2009.

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.

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.

PAZ, V. P. S.; TEODORO, R. E. F.; MENDONÇA, F. C. Comunicado Técnico. Recursos hídricos, agricultura irrigada e meio ambiente. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 4, n. 3, p. 465-473, 2000.

PELLISSARI, R. A. Z.; SAMPAIO, S. C.; GOMES, S. D.; CREPALLI, M. S. Lodo têxtil e água residuária da suinocultura na produção de mudas de *Eucalyptus grandis* (W, Hill ex Maiden). **Engenharia Agrícola**, Botucatu, v. 29, p. 288-300, 2009.

PERDOMO, C. C.; OLIVEIRA, P. A. V.; KUNZ, A.; **Sistemas de tratamento de dejetos suínos: Inventário Tecnológico**. Embrapa Suínos e Aves, Documentos, n. 85. Concórdia, 2003.

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.

PIERSON, S. T.; CABRERA, M.; LEVANYLO; G. K.; KUYKENDALL, H. A. C.; HOVELAND, S.; MCCANN, M. A.; WEST, L. T. Phosphorus and ammonium concentrations in surface runoff from grasslands fertilized with broiler litter. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 30, p. 1784-1789, 2001.

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

POTE, D. H.; DANIEL, T. C.; NICHOLS, D. J.; SHARPLEY, A. N.; MOORE JR. P. A.; MILLER, D. M.; EDWARDS. D. R. Relationship between phosphorus levels in three Ultisols and phosphorus concentrations in runoff. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 28, p. 170-175, 1999.

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

PRIOR, M.; SAMPAIO, S. C.; NÓBREGA, L. H. P. ; OPAZO, M. A. U.; DIETER, J. ; PEGORARO, T. Combined pig slurry and mineral fertilization for corn cultivation. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 56, p. 337-348, 2013.

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

REDDY, K. R.; VERCASH, R. M.; KAHLED, R.; WESTERMAN, W. P. Phosphorus absorption-desorption characteristics of two soils utilized for disposal of manure. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 9, p. 86-92, 1980.

RODRIGUES, G. S.; IRIAS, L. J. M. **Considerações sobre os Impactos Ambientais da Agricultura Irrigada**. Embrapa Meio Ambiente, Circular Técnica, n. 7. Jaguariúna, 2004, 7p.

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

ROESLER, M. R. V. B.; CESCNETO, E. A. **A produção de suínos e as propostas de gestão de ativos ambientais: O caso da região de Toledo – Paraná**. 2004. Disponível em: <<http://e-revista.unioeste.br/index.php/gepec/article/view/293/211>>. Acesso em: 10 ago. 2013.

SCHEFFER-BASSO, S. M.; ELLWANGER, M. F.; SCHERER, C. V.; FONTANELI, R. S. Resposta de pastagens perenes à adubação com chorume suíno: cultivar Tifton 85. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v.37, p. 1940-1946, 2008.

SCHERER, E. E.; AITA, C.; BALDISSERA, I. T. **Avaliação da qualidade do esterco líquido de suíno da região Oeste Catarinense para fins de utilização como fertilizante**. Florianópolis, EPAGRI, 1996. 46 p. (Boletim Técnico).

SCHICK, J.; BERTOL, I.; BALBINOT Jr., A. A.; BATISTELA, O. Erosão hídrica em cambissolo húmico aluminico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo: II. - Perdas de nutrientes e carbono orgânico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, p. 437-447, 2000.

SEGANFREDO, M. A. A questão ambiental na utilização dejetos de suínos como fertilizante do solo. Concórdia, EMBRAPA-CNPQA, **Circular técnica**, n. 22, 2000.

SEGANFREDO, M. L.; ELTZ, F. L. F.; BRUM, A. C. R. Perdas de solo, água e nutrientes por erosão em sistemas de culturas em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, p. 287-291, 1997.

SEGANFREDO, M. A. Uso de dejetos suínos como fertilizantes orgânicos e seus riscos ambientais. In: **Gestão ambiental na suinocultura**. Brasília: Embrapa, 2007. P. 149-175

SEIDEL, E. P.; GONÇALVES JUNIOR, A. C.; VANIN, J. P.; STREY, L.; SCHWANTES, D.; NACKE, H. Aplicação de dejetos de suínos na cultura do milho cultivado em sistema de plantio direto. **Revista Acta Scientiarum Technology**, Maringá, v.32, n.2, p.113-117, 2010.

SETA, A. K.; BLEVINS, R. L.; FRYE, W. W.; BARFIELD, B. J. Reducing soil erosion and agricultural chemical losses with conservation tillage. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 22, p. 661-665, 1993.

SHARPLEY, A. N. Phosphorus cycling in unfertilized and fertilized agricultural soils. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v. 49, p. 905-911, 1985.

SHARPLEY, A. N.; HALVORSON, D. A. The management of soil phosphorus availability and its impact on surface water quality. In: LAL, R.; STEWART, B. A. (Ed) **Soil processes and water quality**. Madison: American Society of Agronomy, 1994. p. 7-89.

SHARPLEY, A. N.; HEDLEY, M. J.; SIBBESON, E. Phosphorus transfers from terrestrial to aquatic ecosystems. In: TIESSEN, H. (Ed.) **Phosphorus in the global environment**. Chichester: John Wiley e Sons, 1995. p. 171-200

SHARPLEY, A. N.; MCDOWELL R. W.; KLEINMAN, P. T. A. Phosphorus loss from land to water: integrating agricultural and environmental management. **Plant and Soil**, Netherlands, 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, p. 160-166, 1996.

SMANHOTTO, A. **Aplicação de água residuária tratada de suinocultura em solo cultivado com soja**. 2008, 105 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Botucatu, 2008.

SMITH, D. R.; MOORE, P. A.; MAXWELL, C. V.; HAGGARD, B. E.; DANIEL, T. C. Reducing phosphorus runoff from swine manure with dietary phytase and aluminum chloride. **Journal Environmental Quality**, Madison, v.33, p.1048-1054, 2004.

SMITH, D.R.; OWENS P.R.; LEYTEM, A.B.; WARNEMUENDE E. A. Nutrient losses from manure and fertilizer applications as impacted by time to first runoff event. **Environmental Pollution**. V. 147, p.131-137, 2007

SOUZA, J. A. R.; MOREIRA, D. A.; COELHO, D. F. Crescimento e desenvolvimento do tomateiro fertirrigado com água residuária da suinocultura. **Engenharia Ambiental-Pesquisa e Tecnologia**, Espírito Santo do Pinhal, v. 7, n. 2, p. 097-109, abr. / jun. 2010.

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.

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.

TESSARO, D. **Efeito da aplicação de efluente do tratamento secundário de água residuária da suinocultura na meso e macrofauna de solo cultivado com minimilho**. 2009, 85f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2009.

TESSARO, D.; SAMPAIO, S. C.; ALVES, L. F. A.; DIETER, J.; CORDOVIL, C. S. C. M. S.; De VARENNES A. Edaphic mesofauna (springtails and mites) in soil cultivated with baby corn and treated with swine wastewater combined with chemical fertilization. **International Journal of Food, Agriculture and Environment**, v. 9 n. 3 e 4, p. 983-987, 2011.

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

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE - USDA (2013). **Production, Supply and Distribution Online**. Disponível em: <http://www.fas.usda.gov/psdonline/psdHome.aspx>. Acesso em: out. 2013.

VARALO, A. C. T.; CARVALHO, L.; SANTORO, B. L.; SOUZA, C. F. Alterações nos atributos de um Latossolo Vermelho-amarelo irrigado com água de reuso. **Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.14, n.4, p.372–377, 2010.