

DANIELA PELES

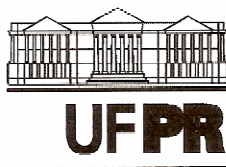
**PERDAS DE SOLO, ÁGUA E NUTRIENTES SOB APLICAÇÃO DE
GESSO E DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS**

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Ciência do Solo, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof^a. Nerilde Favaretto, PhD.

Co-orientador: Prof^o. Antônio Carlos Vargas Motta, PhD.

**CURITIBA
2007**




MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE SOLOS E ENGENHARIA AGRÍCOLA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO(MESTRADO)
Rua dos Funcionários, 1540-Curitiba/PR-80035-050-Fone/Fax 41-3350-5648
Página: www.pgcsolo.agrarias.ufpr.br/
E-mail: pgcsolo@ufpr.br


PARECER

Os Membros da Comissão Examinadora, designados pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado, apresentada pela candidata **DANIELA PELES**, sob o título: **“Perdas de solo, água e nutrientes sob aplicação de gesso e dejetos líquido de suínos”**, requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Ciência do Solo – Área de Concentração: Pedologia e Manejo do Solo, do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná, após haverem analisado o referido trabalho e argüido a candidata, são de Parecer pela **“APROVAÇÃO”** da Dissertação, completando assim, os requisitos necessários para receber o diploma de **Mestre em Ciência do Solo - Área de Concentração: "Pedologia e Manejo do Solo"**.

Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, em Curitiba, 30 de julho de 2007.


Prof.ª Dr.ª Nerilde Favaretto, Presidente.


Prof. Dr. José Miguel Reichert, 1º. Examinador.


Prof. Dr. Antônio Carlos Vargas Motta, 2º. Examinador.



AGRADECIMENTOS

A Deus.

Aos meus pais, Táras e Clarinda, e minhas irmãs, Valeria e Thalita, que sempre apoiaram todas as minhas escolhas, meu especial agradecimento.

Ao Anderson, por ter me motivado e sido extremamente paciente comigo.

À Profª Dra. Nerilde Favaretto, pela orientação, paciência, apoio e confiança.

Ao Profº Antônio Carlos Vargas Motta, pela co-orientação e sugestões de grande importância.

Ao Profº Dr. José Miguel Reichert, pelas sugestões e participação na banca examinadora.

À Universidade Federal do Paraná, por intermédio do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo.

Ao CNPq, pela bolsa de fomento de pesquisa.

À Fundação ABC para Divulgação e Assistência Técnica Agropecuária, por intermédio do Engº Agrônomo Dr. Volnei Pauletti, pelo fornecimento de dados e materiais necessários ao desenvolvimento deste trabalho.

Ao Engº Agrônomo Éderson Franscisquini, pela ajuda na condução do experimento.

Aos laboratoristas do Departamento de Solos e Engenharia Agrícola, do Setor de Ciências Agrárias, da Universidade Federal do Paraná.

Aos meus amigos e colegas do mestrado.

SUMÁRIO

LISTA DE QUADROS.....	IV
LISTA DE TABELAS.....	IV
LISTA DE FOTOS.....	V
LISTA DE GRÁFICOS.....	VI
RESUMO.....	VII
ABSTRAT.....	VIII
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	4
2.1. EROÇÃO HÍDRICA DO SOLO.....	4
2.1.1. A chuva e a perda de nutrientes do solo.....	5
2.2. PERDA DE NUTRIENTES PELO ESCOAMENTO SUPERFICIAL.....	7
2.2.1. Concentração de nutrientes na camada superficial do solo.....	7
2.2.2. Concentração de nutrientes no escoamento superficial.....	9
2.3. QUALIDADE DA ÁGUA.....	11
2.3.1 Processo de assoreamento dos mananciais de água.....	12
2.3.2 Processo de eutrofização da água.....	12
2.3.3. Legislação sobre a qualidade da água.....	15
2.3.4. Condutividade elétrica, demanda química de oxigênio e pH.....	17
2.4. PRÁTICAS DE MANEJO DO SOLO.....	19
2.4.1. Adubação orgânica.....	21
2.4.2. Aplicação de gesso na redução das perdas de nutrientes.....	24
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	26
3.1. INSTALAÇÃO DO EXPERIMENTO.....	26
3.1.1. Caracterização do dejetos líquido de suínos e do solo coletado a campo.....	26
3.1.2. Preparação do experimento.....	29
3.2. AMOSTRAGEM DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL.....	34
3.3. DETERMINAÇÕES DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DE ÁGUA.....	35
3.4. ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	38
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	39
4.1. PERDAS DE ÁGUA E SOLO.....	39
4.2. CONCENTRAÇÃO E PERDA DE NUTRIENTES.....	43
4.2.1. Nitrogênio.....	43
4.2.2. Fósforo.....	49
4.2.3. Cálcio, magnésio e potássio.....	55
4.3. DETERMINAÇÃO DE OUTROS PARÂMETROS.....	56
4.3.1. pH, condutividade elétrica e transmitância.....	56
4.3.2. DQO.....	61
4.4. ANÁLISE DO SEDIMENTO E DO SOLO.....	62
4.4.1. Nitrogênio.....	62
4.4.2. Fósforo.....	66
4.4.3. Cálcio.....	68
4.4.4. Magnésio.....	70
4.4.5. Potássio.....	71
4.4.6. Outros parâmetros do solo.....	73
5. CONCLUSÕES.....	74
6. REFERÊNCIAS.....	75
ANEXOS.....	84

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 –	PADRÕES DE QUALIDADE DE ÁGUA PARA CLASSE 1.....	16
QUADRO 2 –	PADRÕES DE QUALIDADE DE ÁGUA PARA CLASSE 2.....	17
QUADRO 3 –	PADRÕES DE QUALIDADE DE ÁGUA PARA CLASSE 3.....	17

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 –	PARÂMETROS QUÍMICOS DO SOLO E GRANULOMETRIA.....	27
TABELA 2 –	DENSIDADE, POROSIDADE, CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA E DISTRIBUIÇÃO DOS AGREGADOS DO SOLO.....	28
TABELA 3 –	TEORES DE NITROGÊNIO, FÓSFORO E POTÁSSIO NA FORMA TOTAL E SOLÚVEL, TEOR DE MATÉRIA SECA E pH DO DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS.....	28
TABELA 4 –	QUANTIDADE DOS FERTILIZANTES MINERAIS, GESSO, E DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS DE ACORDO COM OS TRATAMENTOS POR BANDEJA DE EROSÃO.....	30
TABELA 5 –	QUANTIDADE, POR BANDEJA DE EROSÃO E POR HECTARE, DE NITROGÊNIO, FÓSFORO E POTÁSSIO TOTAL VIA FERTILIZANTE MINERAL E DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS DE ACORDO COM OS TRATAMENTOS.....	33
TABELA 6 –	QUANTIDADE, POR BANDEJA DE EROSÃO, DE NITROGÊNIO, FÓSFORO E POTÁSSIO SOLÚVEIS VIA FERTILIZANTE MINERAL E DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS DE ACORDO COM OS TRATAMENTOS.....	33
TABELA 7 –	PERDA DE ÁGUA (mm h^{-1}) E SOLO (Mg ha^{-1}) PELO ESCOAMENTO SUPERFICIAL CONFORME A DOSE DE DEJETO SUÍNO ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$).....	39
TABELA 8 –	PERDA DE ÁGUA (mm h^{-1}) E SOLO (Mg ha^{-1}) PELO ESCOAMENTO SUPERFICIAL CONFORME O EVENTO DE CHUVA E A DOSE DE GESSO (Mg ha^{-1}).....	41
TABELA 9 –	PERDA DE ÁGUA (mm h^{-1}) E SOLO (Mg ha^{-1}) PELO ESCOAMENTO SUPERFICIAL CONFORME O EVENTO DE CHUVA.....	42
TABELA 10 –	CONCENTRAÇÃO DE N-NH_4 (mg L^{-1}) CONFORME A DOSE DE DEJETO SUÍNO ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) E GESSO (Mg ha^{-1}).....	43
TABELA 11 –	PERDAS PERCENTUAIS DE N-NH_4 E N-NO_3 (kg ha^{-1}) EM RELAÇÃO AO N APLICADO NA FORMA SOLÚVEL E TOTAL, DE ACORDO COM AS DOSES DE DEJETO SUÍNO ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) E GESSO (Mg ha^{-1}).....	43
TABELA 12 –	CONCENTRAÇÃO DE N-NO_3 (mg L^{-1}) CONFORME O EVENTO DE CHUVA E A DOSE DE GESSO (Mg ha^{-1}).....	45
TABELA 13 –	CONCENTRAÇÃO DE NITROGÊNIO TOTAL (mg L^{-1}) CONFORME O EVENTO DE CHUVA E A DOSE DE DEJETO SUÍNO ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$).....	48
TABELA 14 –	CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO SOLÚVEL E TOTAL (mg L^{-1}) CONFORME A DOSE DE DEJETO SUÍNO ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$).....	50
TABELA 15 –	CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO SOLÚVEL, PARTICULADO E TOTAL (mg L^{-1}) CONFORME O EVENTO DE CHUVA E A DOSE DE GESSO (Mg ha^{-1}).....	50
TABELA 16 –	CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO PARTICULADO (mg L^{-1}) CONFORME A DOSE DE DEJETO SUÍNO ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) E GESSO (Mg ha^{-1}).....	51
TABELA 17 –	PERDAS DE P (kg ha^{-1}) EM RELAÇÃO AO P APLICADO NA FORMA SOLÚVEL E TOTAL, DE ACORDO COM AS DOSES DE DEJETO SUÍNO ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) E GESSO (Mg ha^{-1}).....	54
TABELA 18 –	CONCENTRAÇÃO DE CÁLCIO (mg L^{-1}) CONFORME O EVENTO DE CHUVA.....	55
TABELA 19 –	PERDAS PERCENTUAIS DE K (kg ha^{-1}) EM RELAÇÃO AO K APLICADO NA FORMA SOLÚVEL DE ACORDO COM AS DOSES DE DEJETO SUÍNO ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) E GESSO (Mg ha^{-1}).....	56
TABELA 20 –	CONDUTIVIDADE ELÉTRICA ($\mu\text{S cm}^{-1}$) E TRANSMITÂNCIA (%) CONFORME A DOSE DE DEJETO SUÍNO ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$).....	57
TABELA 21 –	CONDUTIVIDADE ELÉTRICA ($\mu\text{S cm}^{-1}$) E TRANSMITÂNCIA (%) CONFORME O EVENTO DE CHUVA E A DOSE DE GESSO (Mg ha^{-1}).....	58

TABELA 22	– DQO (mg L^{-1}) CONFORME A DOSE DE DEJETO SUÍNO ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) E GESSO (Mg ha^{-1}).....	61
TABELA 23	– DQO (mg L^{-1}) CONFORME O EVENTO DE CHUVA.....	62
TABELA 24	– CONCENTRAÇÃO DE N-NH_4 (mg kg^{-1}) E N-NO_3 EXTRAÍDO VIA ÁGUA DOS SEDIMENTOS APÓS SIMULAÇÕES DE CHUVA CONFORME O EVENTO DE CHUVA.....	62
TABELA 25	– TAXA DE ENRIQUECIMENTO DE NITROGÊNIO, FÓSFORO, POTÁSSIO, CÁLCIO E MAGNÉSIO APÓS SIMULAÇÕES DE CHUVA CONFORME A DOSE DE DEJETO SUÍNO ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) E GESSO (Mg ha^{-1}) EM RELAÇÃO AO SOLO ORIGINAL.....	63
TABELA 26	– TAXA DE ENRIQUECIMENTO DE NITROGÊNIO, FÓSFORO, POTÁSSIO, CÁLCIO E MAGNÉSIO CONFORME A DOSE DE DEJETO SUÍNO ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) E GESSO (Mg ha^{-1}) EM RELAÇÃO AO SOLO COLETADO APÓS SIMULAÇÕES DE CHUVA.....	64
TABELA 27	– CONCENTRAÇÃO DE N-NO_3 (mg kg^{-1}) EXTRAÍDO VIA ÁGUA DO SOLO APÓS SIMULAÇÕES DE CHUVA CONFORME A DOSE DE DEJETO SUÍNO ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$).....	64
TABELA 28	– CONCENTRAÇÃO DE N-NO_3 (mg kg^{-1}) EXTRAÍDO VIA KCL DO SOLO APÓS SIMULAÇÕES DE CHUVA CONFORME A DOSE DE DEJETO SUÍNO ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) E GESSO (Mg ha^{-1}).....	65
TABELA 29	– CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO (mg kg^{-1}) EXTRAÍDO VIA MEHLICH DOS SEDIMENTOS APÓS SIMULAÇÕES DE CHUVA CONFORME O EVENTO DE CHUVA E A DOSE DE DEJETO SUÍNO ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$).....	66
TABELA 30	– CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO (mg kg^{-1}) EXTRAÍDO VIA MEHLICH DOS SEDIMENTOS APÓS SIMULAÇÕES DE CHUVA CONFORME O EVENTO DE CHUVA E A DOSE DE GESSO (Mg ha^{-1}).....	67
TABELA 31	– CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO (mg kg^{-1}) EXTRAÍDO VIA MEHLICH DO SOLO APÓS SIMULAÇÕES DE CHUVA CONFORME A DOSE DE DEJETO SUÍNO ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$).....	67
TABELA 32	– CONCENTRAÇÃO DE CÁLCIO ($\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$) EXTRAÍDO DOS SEDIMENTOS APÓS SIMULAÇÕES DE CHUVA CONFORME O EVENTO DE CHUVA E A DOSE DE DEJETO SUÍNO ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$).....	68
TABELA 33	– CONCENTRAÇÃO DE CÁLCIO ($\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$) EXTRAÍDO DO SOLO APÓS SIMULAÇÕES DE CHUVA CONFORME A DOSE DE DEJETO SUÍNO ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) E GESSO (Mg ha^{-1}).....	69
TABELA 34	– CONCENTRAÇÃO DE MAGNÉSIO ($\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$) EXTRAÍDO DO SOLO APÓS SIMULAÇÕES DE CHUVA CONFORME A DOSE DE DEJETO SUÍNO ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) E GESSO (Mg ha^{-1}).....	71
TABELA 35	– CONCENTRAÇÃO DE POTÁSSIO (mg kg^{-1}) EXTRAÍDO DO SOLO APÓS SIMULAÇÕES DE CHUVA CONFORME A DOSE DE DEJETO SUÍNO ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$).....	72

LISTA DE FOTOS

FOTO 1	– FUNIL ADAPTADO À BANDEJA DE EROÇÃO.....	29
FOTO 2	– BANDEJA DE EROÇÃO: VOIL NO FUNDO (A); VOIL SOBRE A AREIA (B).....	30
FOTO 3	– ADENSAMENTO DO SOLO SOBRE A CAMADA DE AREIA.....	31
FOTO 4	– APLICAÇÃO DE GESSO SOBRE O SOLO (A); APARÊNCIA DO SOLO APÓS APLICAÇÃO DE GESSO (B).....	32
FOTO 5	– SIMULADOR DE CHUVA PROGRAMÁVEL.....	34
FOTO 6	– APARÊNCIA DAS BANDEJAS DE EROÇÃO COM OS BALDES DE COLETA.....	35

LISTA DE GRÁFICOS

GRÁFICO 1 –	PERDAS DE ÁGUA (mm h^{-1}) EM FUNÇÃO DA APLICAÇÃO DE GESSO (Mg ha^{-1}) E O TEMPO DE CHUVA (minutos).....	41
GRÁFICO 2 –	PERDAS DE SOLO ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) EM FUNÇÃO DA APLICAÇÃO DE GESSO (Mg ha^{-1}) E O TEMPO DE CHUVA (minutos).....	42
GRÁFICO 3 –	PERDAS DE N-NH_4 (kg ha^{-1}) EM FUNÇÃO DA APLICAÇÃO DE GESSO (Mg ha^{-1}) E O TEMPO DE CHUVA (minutos).....	44
GRÁFICO 4 –	PERDAS DE N-NO_3 (kg ha^{-1}) EM FUNÇÃO DA APLICAÇÃO DE GESSO (Mg ha^{-1}) E O TEMPO DE CHUVA (minutos).....	46
GRÁFICO 5 –	PERDAS DE N particulado (kg ha^{-1}) EM FUNÇÃO DA APLICAÇÃO DE GESSO (Mg ha^{-1}) E O TEMPO DE CHUVA (minutos).....	47
GRÁFICO 6 –	PERDAS DE N total (kg ha^{-1}) EM FUNÇÃO DA APLICAÇÃO DE GESSO (Mg ha^{-1}) E O TEMPO DE CHUVA (minutos).....	47
GRÁFICO 7 –	PERDAS DE P solúvel (kg ha^{-1}) EM FUNÇÃO DA APLICAÇÃO DE GESSO (Mg ha^{-1}) E O TEMPO DE CHUVA (minutos).....	51
GRÁFICO 8 –	PERDAS DE P particulado (kg ha^{-1}) EM FUNÇÃO DA APLICAÇÃO DE GESSO (Mg ha^{-1}) E O TEMPO DE CHUVA (minutos).....	52
GRÁFICO 9 –	PERDAS DE P total (kg ha^{-1}) EM FUNÇÃO DA APLICAÇÃO DE GESSO (Mg ha^{-1}) E O TEMPO DE CHUVA (minutos).....	54
GRÁFICO 10 –	pH EM FUNÇÃO DA APLICAÇÃO DE GESSO (Mg ha^{-1}) E O TEMPO DE CHUVA (minutos).....	57
GRÁFICO 11 –	CONDUTIVIDADE ELÉTRICA ($\mu\text{S cm}^{-1}$) EM FUNÇÃO DA APLICAÇÃO DE GESSO (Mg ha^{-1}) E O TEMPO DE CHUVA (minutos).....	58
GRÁFICO 12 –	TRANSMITÂNCIA (%) EM FUNÇÃO DA APLICAÇÃO DE GESSO (Mg ha^{-1}) E O TEMPO DE CHUVA (minutos).....	60

RESUMO

O escoamento superficial em áreas agrícolas com intensa adubação tem se mostrado um grave problema, pois transporta, entre outros, sedimentos, carbono orgânico e nutrientes comprometendo a qualidade das águas superficiais. O objetivo geral deste trabalho foi avaliar as perdas de solo, água e nutrientes via escoamento superficial, em LATOSSOLO BRUNO Distrófico típico com elevada fertilidade e submetido a diferentes doses de dejetos líquidos de suínos (0, 30, 60 e 90 m³ ha⁻¹) e gesso (0 e 5 Mg ha⁻¹) sob chuva simulada com intensidade de 60 mm h⁻¹. Amostras do escoamento superficial foram coletadas a cada 30 minutos em três eventos de chuva, com duração de 60 minutos cada, intercalados por um intervalo de duas horas. Separou-se a fração solúvel por filtração com membrana de éster de celulose 0,45 µm e procederam-se às análises dos nutrientes na forma solúvel e total. Em relação à água analisaram-se pH, condutividade elétrica (CE), transmitância, DQO, nitrogênio (N) total e nas formas de amônio (N-NH₄) e nitrato (N-NO₃), fósforo (P) solúvel, particulado e total, cálcio (Ca), magnésio (Mg) e potássio (K). No solo e sedimentos, avaliaram-se N-NH₄, N-NO₃, P, Ca, Mg, K e, no solo, ainda: pH CaCl₂, pH SMP, Al, H+Al e carbono (C). De maneira geral, as maiores doses de dejetos suíno ocasionaram as maiores perdas de solo e água bem como as maiores concentrações de N e P em todas as formas analisadas do escoamento superficial. A aplicação de gesso elevou as perdas de solo e água, mas reduziu a concentração de P, N-NO₃ e N-NH₄ solúvel. Com relação aos eventos de chuva, observou-se uma maior perda total de água, solo e nutrientes no terceiro evento; no entanto, de maneira geral, a concentração dos nutrientes foi maior no primeiro evento. As perdas médias de N total e P total em relação ao total aplicado foram de 23,86 e 2,01%, respectivamente. Em relação aos sedimentos e ao solo coletado após as simulações de chuva, as maiores concentrações de nutrientes, de maneira geral, foram encontradas com a aplicação de dejetos suíno e gesso, e foram observadas por ocasião da terceira chuva, com exceção do P e do Ca. A taxa de enriquecimento dos nutrientes N-NH₄, N-NO₃, P, Ca, Mg e K variou de 12,43 a 0,43, sendo que o N-NO₃ e o P apresentaram os maiores valores.

Palavras-chave: escoamento superficial, chuva simulada, fósforo, amônio, nitrato.

ABSTRACT

The runoff from agricultural areas with intensive fertilization is a serious problem because it carries sediments, soil organic carbon and nutrients affecting water quality. The main objective of this work was to evaluate the losses of soil, water and nutrient by runoff in an oxisol with high fertility submitted to swine manure fertilization (0, 30, 60 and 90 m³ ha⁻¹) and gypsum (0 and 5 Mg ha⁻¹) under simulated rainfall (60 mm h⁻¹ of intensity). Samples from runoff were collected each 30 minutes in the three rainfall events with 60 minutes of duration, intercalated by 2 hours. The soluble fraction was filtered with 0,45 µm membrane and the total and soluble nutrients were analyzed. The water samples were analyzed for pH, electric conductivity (EC), transmittance, CDO, total nitrogen (N) and in the forms of soluble and total ammonium N (N-NH₄) and nitrate N (N-NO₃), phosphorus (P), calcium (Ca), magnesium (Mg) and potassium (K). In the soil and sediments samples, the N-NH₄, N-NO₃, P, Ca, Mg, and K were evaluated and in the soil samples, the pH CaCl₂, pH SMP, Al, H+Al and carbon (C) were also analyzed. In general, the higher doses of swine manure resulted on higher losses of soil and water as well as on higher losses of N and P analyzed in the runoff. The gypsum application raised the soil and water losses but reduced the concentration of soluble P, N-NO₃, and N-NH₄ in the runoff. Related to the rainfall events, it was observed a higher loss of total water, soil, and nutrients in the third rainfall event; however, in general, the nutrients concentrations were higher in the first rainfall event. The mean losses of total N and total P related to the total applied were 23.86 and 2.01%, respectively. Related to the sediment and the soil sampled after the rainfall simulation, the higher nutrients concentration were obtained, in general, in the treatments with gypsum and swine manure application and in the third rainfall event, except for P and Ca. The enrichment ratio of N-NH₄, N-NO₃, P, Ca, Mg, and K varied from 12.43 to 0.43, with N-NO₃ and P showing the highest values.

Key-world: runoff, simulated rainfall, phosphorus, ammonium, nitrate.

1. INTRODUÇÃO

A erosão causada pela água, também denominada erosão hídrica, é considerada em grande parte do nosso planeta a mais importante forma de erosão. No Brasil, essa forma de erosão é também a mais preocupante, principalmente em regiões de clima úmido, onde seus efeitos são ainda mais drásticos.

A erosão hídrica tende a elevar os custos de produção devidos, entre outros fatores, ao aumento do uso de corretivos e fertilizantes, pois além das partículas de solo em suspensão, o escoamento superficial transporta nutrientes e matéria orgânica, o que também compromete a qualidade das águas superficiais. Em razão disso, é importante entender os mecanismos e as formas de saída da água e sedimentos das lavouras por meio do escoamento superficial, em decorrência do impacto que este fenômeno vem causando ao ambiente.

Por meio do escoamento superficial, os sedimentos das áreas agrícolas podem chegar aos mananciais de água superficiais, ocasionando a chamada poluição não pontual ou difusa. Esse problema vem se agravando uma vez que a água e os sedimentos perdidos com o escoamento superficial mostram-se enriquecidos em nutrientes e, com isso, a qualidade das águas de superfície fica progressivamente mais comprometida.

Apesar de o Brasil possuir uma grande reserva de água superficial, algumas regiões estão enfrentando a escassez hídrica, ocasionada pela degradação dos mananciais de água. Essa deterioração da qualidade da água faz com que esse recurso renovável seja limitado, uma vez que a qualidade da água pode reduzir sua disponibilidade.

A água vem sendo utilizada de diversas formas para atender às necessidades domésticas, lazer, recreação e necessidades econômicas como irrigação, geração de energia elétrica e navegação. No entanto, novas tecnologias incorporadas a todos os setores de produção não dispensam atenção adequada aos impactos negativos que vêm causando ao solo e aos recursos hídricos.

A contaminação das águas superficiais por nutrientes é considerada um dos principais impactos que a agricultura vem causando ao meio ambiente (PARRY, 1998). Questionamentos envolvendo a qualidade da água em áreas com intensiva aplicação de resíduo animal têm sido levantados em função do grande potencial

poluidor. A aplicação de resíduo animal em áreas agrícolas é normalmente baseada na necessidade de nitrogênio. Como consequência, o uso intensivo desses resíduos aumenta os níveis de fósforo no solo acima das necessidades agrônômicas e, conseqüentemente, eleva o potencial de perdas de fósforo, o que acelera o potencial de eutrofização de mananciais hídricos.

A eutrofização, causada pelo excesso de nutrientes na água, resulta em alto crescimento da biota aquática, sendo principalmente limitada pelo fósforo em água doce. O nitrogênio também está associado com o processo de eutrofização, mas como a fixação biológica do nitrogênio atmosférico pode ser realizada por algumas plantas aquáticas, maior atenção está sendo dada ao fósforo. Outro problema de poluição da água por nutrientes está relacionado com a concentração de nitratos na mesma, o qual é prejudicial à saúde humana.

O nitrogênio é considerado um elemento essencial ao crescimento e à produção das plantas, razão pela qual fertilizantes nitrogenados, tanto na forma mineral quanto orgânica, são adicionadas em grandes quantidades ao solo, constituindo-se fonte potencial de poluição ambiental. A quantidade de nitrato na água, por exemplo, deve obedecer ao critério determinado pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Quantidades excessivas de N-NO_3 na água podem causar a metahemoglobinemia: uma alteração na oxigenação do sangue que, em caso extremo, pode ocasionar a morte humana. Para contornar esse problema torna-se necessário que os agricultores façam uso dos adubos nitrogenados de forma a manter a boa produtividade das culturas e, ao mesmo tempo, reduzir ao mínimo possível os teores de NO_3^- e NH_4^+ no solo (FERREIRA et al., 2003), diminuindo assim a lixiviação de nitrogênio e perdas por escoamento superficial.

A morte dos organismos aquáticos que se desenvolvem excessivamente devido ao processo de eutrofização causa outro grave problema, que é a alta demanda de oxigênio para a decomposição desses organismos, causando a escassez desse elemento no meio. A alta demanda de oxigênio em áreas sob aplicação de dejetos pode também ocorrer em função da entrada de material orgânico via poluição não pontual, principalmente por erosão e escoamento superficial. Isso pode gerar um desequilíbrio na flora e fauna dos mananciais, por ocasionar dificuldades para a manutenção de espécies com maior nível de demanda de oxigênio.

Uma alternativa para reduzir a perda de nutrientes por escoamento superficial, especialmente de fósforo, seria a aplicação de gesso, o qual pode ser aplicado com o objetivo de reduzir a solubilidade do fósforo devido à formação de compostos Ca-P, que são menos solúveis. Outro efeito do gesso é a redução do escoamento superficial e conseqüente redução da perda de solo, o que afeta o transporte de P na forma particulada, ou seja, ligada ao sedimento.

Estudos sobre o efeito das chuvas em atributos do solo são difíceis de serem realizados com chuva natural, pois não se têm controle sobre a duração, intensidade, distribuição e tipo de chuva. Uma alternativa que se apresenta viável é a utilização de simuladores de chuvas, os quais permitem controlar as características das mesmas e têm a vantagem de poderem ser utilizados a qualquer tempo. Este tipo de equipamento já vem sendo utilizado em estudos de manejo de solos há bastante tempo.

O objetivo geral deste trabalho foi avaliar o transporte de solo, água e nutrientes via escoamento superficial, em solo com elevada fertilidade e submetido a diferentes doses de dejetos líquidos de suínos e gesso, sob chuva simulada.

Os objetivos específicos foram: a) avaliar a perda de água e solo via escoamento superficial; b) determinar a concentração de nutrientes - nitrogênio na forma de amônio e nitrato, fósforo, potássio, cálcio e magnésio - na água e em sedimentos transportados pelo escoamento superficial; c) determinar a perda de nutrientes do solo para a água, especialmente nitrogênio e fósforo, bem como a taxa de enriquecimento destes nutrientes; d) avaliar o efeito do gesso na redução da solubilidade do fósforo e o conseqüente transporte superficial; e) estudar a capacidade de manutenção do efeito do gesso e do dejetos líquidos de suínos no transporte de água, solo e nutrientes com aplicação de chuvas sucessivas.

Espera-se, neste trabalho, que quanto maior a dose de dejetos líquidos de suínos aplicada, maior seja a quantidade de nutrientes sendo transportada e perdida por escoamento superficial. A expectativa com relação à aplicação de gesso será a de que esse possa reduzir a perda de solo e água, bem como a concentração e perda de nutrientes. Espera-se, ainda, que o efeito do gesso sobre a perda de solo, água e nutrientes diminua com a aplicação de chuvas sucessivas, no entanto de forma gradativa em função de sua solubilidade.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. EROSIÃO HÍDRICA DO SOLO

A erosão hídrica pode ser considerada um dos mais importantes problemas ambientais da atualidade, sendo o principal mecanismo de perda de nutrientes, solo e água, causando o empobrecimento dos solos de forma gradual e conseqüente redução da produtividade agrícola (CORRÊA, 2001; CARVALHO et al., 2002; NUNEZ et al., 2003; SILVA et al., 2005a). Os nutrientes existentes no solo, especialmente na sua camada superficial, são transportados tanto adsorvidos aos sedimentos do solo quanto solubilizados na água, o que faz com que este processo se torne uma das maiores fontes de poluição difusa da água (SCHAEFER et al., 2002; BERTOL et al., 2003). A estimativa prévia da quantidade de sedimentos e de nutrientes que podem ser transportados pelo escoamento superficial pode ser um indicativo dos danos que estão sendo ocasionados pela erosão hídrica ao solo (PELLEGRINI et al., 2002).

A erosão hídrica é tida como responsável por 80% dos problemas de alteração da qualidade da água em pequenas bacias hidrográficas como no Vale do Paraíba, estado de São Paulo, Brasil (RANZINI & LIMA, 2002). Em média, cerca de 30% dos sedimentos perdidos por erosão hídrica chegam aos mananciais, podendo causar o comprometimento da qualidade da água e assoreamento (HERNANI et al., 2002). Os sedimentos são, provavelmente, o mais significativo de todos os poluentes em termos de sua concentração na água, seus impactos no uso da água e seus efeitos no transporte de outros poluentes (MACHADO & VETTORAZZI, 2003).

BERTOL et al. (2004a e 2004b), com base em revisão bibliográfica, afirmam que as perdas de nutrientes por erosão hídrica são influenciadas pela sua concentração na água e nos sedimentos e pela perda total de água e de sedimentos por erosão. A concentração de nutrientes na água e nos sedimentos, por outro lado, varia com sua concentração no solo, a qual é influenciada pelas adubações e pela cobertura e manejo do solo. Assim, as concentrações de nutrientes no material transportado, mesmo que relativamente pequenas para alguns nutrientes, podem representar grandes quantidades de adubos perdidos em decorrência da erosão, e

que devem ser adicionados ao solo para que a sua capacidade produtiva se mantenha em níveis adequados (CASSOL et al., 2002).

A erosão hídrica ocorre basicamente pelos processos de desagregação e transporte de sedimentos pela energia da chuva e do escoamento superficial, os quais são responsáveis por grandes perdas de água, sedimentos e nutrientes associados (SILVEIRA & SALVADOR, 2000; BERTOL, 2005). O solo cultivado, exposto às chuvas, recebe a maior parte da energia cinética da precipitação, quebrando os agregados e iniciando o processo de erosão. Com a destruição dos agregados, as partículas menores são transportadas e, juntamente com elas, nutrientes como o fósforo, nitrogênio, potássio, cálcio e magnésio (SCHAEFER et al., 2002). O transporte de elevados teores de nutrientes pelo escoamento superficial se tornou cada vez mais comum, em virtude das grandes quantidades de adubos que vêm sendo aplicados, durante um longo período, na camada superficial do solo das lavouras (SCHICK et al., 2000b; LEITE, 2003; BERTOL et al., 2004).

2.1.1. A chuva e a perda de nutrientes do solo

As precipitações pluviais são, em grande parte, as responsáveis pela geração das cargas difusas de poluição no meio rural, ou seja, aquelas geradas em extensas áreas, a partir de solos agrícolas e que chegam aos corpos de águas superficiais de forma intermitente, sendo associada aos sedimentos, carregados quando há erosão do solo, aos nutrientes (nitrogênio e fósforo), aos defensivos agrícolas e aos resíduos da criação animal (MANSOR, 2005).

A chuva pode ser considerada um dos fatores de maior importância no processo erosivo, sendo a intensidade da chuva o parâmetro de maior destaque, pois locais onde ocorrem chuvas torrenciais concentradas, de grande intensidade, são mais propícias à ocorrência dos processos erosivos que em locais de chuvas frequentes e de baixa intensidade (MARTINS, 2005).

Além da intensidade, o volume e a velocidade do escoamento superficial, bem como a duração e a frequência das chuvas afetam o processo de erosão hídrica. A duração da chuva e a intensidade estão diretamente relacionadas, e a combinação destes dois fatores determina a chuva total. A frequência das chuvas e a umidade do solo têm efeito combinado, pois se o intervalo entre as chuvas for curto, ou seja, se

a frequência é grande, o teor de umidade do solo será alto e o escoamento superficial terá maior volume; se o intervalo entre chuvas for grande, quer dizer, se as chuvas forem menos frequentes, o solo tenderá a ficar mais seco diminuindo o escoamento superficial, principalmente com chuvas de baixa intensidade (BERTONI & LOMBARDI NETO, 1990).

A erosão pelo impacto da gota da água ocorre quando as gotas de chuva caem sobre um solo, geralmente desprovido de vegetação, e desagregam as partículas no local do impacto que conforme seu tamanho são facilmente carregadas pelo escoamento superficial ou pela própria ação do salpicamento (LEITE et al., 2004). Áreas descobertas e fisicamente degradadas, típicas de sistemas convencionais de preparo de solo, sofrem alta erosão hídrica em decorrência da energia de impacto das gotas da chuva que provocam o selamento superficial, diminuindo a infiltração de água e aumentando o escoamento superficial (GUADAGNIN et al., 2005). Portanto, para que ocorra o transporte do solo por erosão hídrica, primeiramente torna-se necessário que o solo seja deslocado de sua posição inicial, para que então ocorra seu transporte na ao longo da superfície do solo (BERTONI & LOMBARDI NETO, 1990).

Portanto, a erosão hídrica compreende três fases físicas distintas: desagregação, transporte e deposição. A desagregação é o processo de quebra e individualização das partículas de solo, sendo causada, basicamente, pelo impacto direto das gotas da chuva contra a superfície do solo e pelo escoamento superficial. As partículas desagregadas salpicam com as gotículas de água e retornam à superfície, podendo vir a selar os poros superficiais, reduzindo a infiltração de água e, em alguns casos, aumentando a sua resistência à erosão pelas forças coesivas. Na medida em que a intensidade da chuva passa a ser maior que a taxa de infiltração, começa o escoamento superficial, dando início à segunda fase do processo, que é o transporte de sedimentos. Quando a energia do escoamento superficial, que depende do volume e da velocidade da água, não é mais suficiente para transportar o material sólido em suspensão, este se deposita, caracterizando, assim, a terceira fase (OLIVEIRA et al., 2005).

O impacto das gotas, que ocorre na fase inicial da erosão hídrica, fornece energia cinética capaz de desestruturar as partículas do solo, mas possui baixa capacidade de transporte de sedimentos. O montante de solo desestruturado pelo

impacto das gotas aumenta com o tamanho e velocidade terminal das gotas e com a intensidade da chuva (OLIVEIRA et al., 2005). A segunda fase da erosão hídrica é caracterizada pela remoção de camada superficial do solo, sendo esta associada ao escoamento superficial. Em contraste com o impacto das gotas, o escoamento superficial tem pequena capacidade de desestruturação e alta capacidade de transporte (OLIVEIRA et al., 2005). Desta forma, o processo erosivo é o resultado do impacto das gotas da chuva aliado ao volume e velocidade do escoamento superficial (BERTONI & LOMBARDI NETO, 1990).

A perda de nutrientes pode ser influenciada pela intensidade da chuva, pela seqüência de chuvas e pelo intervalo de tempo entre a aplicação do adubo e a incidência da chuva. SHARPLEY et al. (2001) verificaram a redução nas perdas de fósforo com o aumento do intervalo de tempo entre a aplicação do adubo e a ocorrência da primeira chuva, principalmente após a aplicação do adubo orgânico. Estes resultados podem ser explicados pelo maior tempo de reação do fósforo com o solo e a diluição do fósforo aplicado que, ao infiltrar-se no solo, não se perde pelo escoamento superficial.

As primeiras chuvas após a aplicação de adubos no solo são as responsáveis pelas maiores perdas de nutrientes em relação às chuvas subseqüentes (CASSOL et al., 2002). BADELUCCI (1997) verificou que houve uma significativa redução da concentração de fósforo no escoamento superficial com o avanço no tempo de duração da chuva. O mesmo ocorreu para o cálcio e magnésio, o que se deve à maior concentração dos nutrientes na superfície do solo na fase inicial das chuvas simuladas. Quanto ao potássio, o autor observou uma grande variação nos teores devido às variações no teor de potássio existentes no solo. A concentração de nutrientes varia ainda dentro de uma mesma chuva, sendo que a concentração de nutrientes tende a ser maior nos minutos iniciais de chuva (CASSOL et al., 2002).

2.2. PERDA DE NUTRIENTES PELO ESCOAMENTO SUPERFICIAL

2.2.1. Concentração de nutrientes na camada superficial do solo

A perda de nutrientes através do escoamento superficial é favorecida pela aplicação de dejetos animais na superfície do solo se comparada à sua

incorporação, devido à interação que ocorre com a água da chuva (PIERSON et al., 2001). O início da perda de nutrientes pelo escoamento superficial se dá pelos processos de dessorção e dissolução dos nutrientes, originários da adubação orgânica e mineral e dos restos culturais. Estes dois processos são responsáveis pela extração dos nutrientes do solo e ocorrem a partir da interação da chuva com a superfície do solo, antes do início do escoamento superficial. As partículas finas ou colóides presentes na água do escoamento superficial podem adsorver estes nutrientes dissolvidos na água e reduzir sua concentração na forma solúvel reativa e, conseqüentemente, elevar sua concentração na forma particulada, principalmente de nutrientes com elevada capacidade de retenção no solo, como por exemplo o fósforo. Desta forma, a reação de adsorção favorece a presença do elemento na forma particulada e a reação de dessorção a presença do elemento na forma dissolvida (SHARPLEY et al., 1994).

A água, quando se infiltra ao longo do perfil do solo, faz com que quantidades significativas de nitrato sejam lixiviados, o que reduz sua concentração nas camadas superficiais do solo (SCHULTZ, 1987). O fósforo, ao contrário do nitrogênio, se movimenta muito pouco ao longo do perfil do solo, principalmente em solos argilosos, ácidos e com altos teores de ferro e alumínio, ocorrendo um maior acúmulo deste elemento nos primeiros cinco a dez centímetros do solo, o que eleva a concentração de raízes nesta camada se as inferiores estiverem carentes deste nutriente (MUZILLI, 1981). Desta forma, a perda de fósforo em sistemas agrícolas está associada com o escoamento superficial devido à sua baixa mobilidade no solo, enquanto a perda de nitrogênio, especialmente na forma de nitrato, está relacionada com a percolação ao longo do perfil do solo devido à alta mobilidade desta forma no solo (FAVARETTO, 2002).

O fósforo é um elemento muito reativo quimicamente, não sendo possível encontrá-lo em seu estado puro na natureza (LOPES, 1998). De acordo com LOPES (2004), o acúmulo de fósforo no solo ocorre porque o não revolvimento do solo reduz o contato entre os colóides e o íon fosfato, o que diminui as reações de adsorção, e a lenta mineralização dos resíduos orgânicos leva ao desenvolvimento de formas orgânicas de fósforo menos suscetíveis às reações de adsorção. Na presença de alumínio, ferro e cálcio forma compostos de baixa solubilidade, fenômeno este chamado de fixação por precipitação (FANCELLI, 2000).

De acordo com SHARPLEY et al. (1994), embora as perdas de fósforo por escoamento superficial geralmente sejam menores que 5% do fósforo aplicado, a concentração de fósforo total frequentemente excede os valores críticos associados com a eutrofização acelerada.

O fósforo solúvel representa apenas uma pequena fração do fósforo total perdido por erosão hídrica, mas a forma solúvel é mais prontamente biodisponível do que aquela ligada aos sedimentos, por isso causa maiores impactos nos locais de deposição (BERTOL et al., 2004a).

As concentrações de fósforo na camada superficial do solo apresentaram correlação linear e positiva com as concentrações desse elemento nos sedimentos do escoamento superficial. Doses crescentes de fósforo aplicado no solo têm correlação linear e positiva com os aumentos nas concentrações de fósforo no escoamento superficial, o que eleva as perdas totais desse elemento na erosão hídrica (BERTOL et al., 2004a).

2.2.2. Concentração de nutrientes no escoamento superficial

Até a década de 50, grande parte da produção agrícola mundial tinha origem a partir de pequenas propriedades familiares, onde eram aplicados fertilizantes orgânicos no solo e seus resíduos assimilados pelo próprio solo. Após este período, houve uma tendência mundial à produção agrícola em grandes propriedades com intensa mecanização e predominância de monoculturas, o que elevou a produção agrícola e, conseqüentemente, o uso de fertilizantes e defensivos. Estas mudanças no manejo do solo para adequação à produção intensiva resultaram em um aumento da erosão e da perda de solo, causando um enriquecimento dos corpos de água com nutrientes – especialmente o nitrogênio e o fósforo, adsorvidos aos sedimentos – provenientes de áreas agrícolas fertilizadas e do manejo de animais no campo. Os sedimentos, especialmente as frações finas, são carregadores primários de poluentes, tais como os fosfatos e os íons amônio (MANSOR, 2005).

A perda total de nutrientes na água e nos sedimentos transportados do solo, em decorrência do escoamento superficial, depende do volume total de água e da quantidade total de sedimentos transportados, além da concentração destes nutrientes na água e nos sedimentos (SCHICK et al., 2000b). Assim, as

concentrações de nutrientes no material transportado, mesmo que relativamente pequenas, podem representar grandes quantidades de adubos perdidos e que devem ser adicionados ao solo para que a sua capacidade produtiva se mantenha em níveis adequados (CASSOL et al., 2002; BERTOL et al., 2004).

O fósforo e o nitrogênio na água podem ser divididos em duas formas: solúvel ou reativa e a particulada. A metodologia padrão para separar estas duas formas é a filtração utilizando um filtro de 0,45 μm . A forma solúvel é a fração do elemento que se encontra dissolvido na água e passa pelo filtro de 0,45 μm . Já a forma particulada corresponde à fração que se encontra adsorvida às partículas minerais mais finas do solo, ou fazendo parte da estrutura destes minerais, ou como um constituinte das partículas orgânicas do solo. O fósforo particulado pode representar de 75 a 95% do fósforo total transportado em sistemas de preparo convencional.

No sistema de semeadura direta, pastagens ou florestas, o transporte de sedimento é menor, e o fósforo solúvel é a forma dominante (SHARPLEY et al., 1994). A ocorrência de fósforo em águas naturais e em águas residuárias se dá quase que exclusivamente sob a forma de fosfato. Os fosfatos são classificados como ortofosfatos, fosfatos condensados (pirofosfatos, metafosfatos e outros polifosfatos), e fosfatos organicamente ligados. Eles podem ocorrer em solução, em partículas ou detritos, ou nos corpos de organismos aquáticos (MANSOR, 2005).

As formas solúveis do nitrogênio, nitrato (NO_3^-) e amônio (NH_4^+), são encontradas geralmente em baixas concentrações. A forma particulada é a principal forma em que o nitrogênio é transportado via escoamento superficial, sendo representada pela forma NH_4^+ mais o nitrogênio orgânico unido ao sedimento (FAVARETTO, 2002).

O nitrato é de alta mobilidade no solo, principalmente na camada superficial, devido à adsorção não-específica a que o íon está sujeito e à predominância de cargas negativas no complexo coloidal do solo, decorrente principalmente da presença da matéria orgânica. Diante disso, a forma de NH_4^+ pode ser mais eficientemente adsorvida às cargas negativas do solo quando comparada com a forma NO_3^- (MAIA & CANTARUTTI, 2004).

O nitrato é um ânion que não se movimenta sozinho, há determinados cátions que são carregados juntos como, por exemplo, o cálcio, o qual se encontra em maiores quantidades na maioria dos solos agrícolas, porém também se perde em

maiores proporções quando o nitrato se movimenta; elementos como o potássio e o magnésio se encontram em menores concentrações na maioria dos solos e, com isso, ocorre menor transporte dos mesmos (MUZILLI, 1981).

O N-NH₄ tem maiores perdas pelo escoamento superficial do que por sub-superfície, uma vez que se encontra relativamente imobilizado no solo e está mais concentrado na superfície do solo. No caso do N-NO₃, a maior perda ocorre por lixiviação, em razão da sua baixa reatividade com o solo (BERTOL et al., 2004).

Com relação ao fósforo, ocorre maior transporte por meio do escoamento superficial do que por sub-superfície, devido a este elemento ser fortemente adsorvido pelas partículas do solo, o que o torna pouco móvel, sendo que o mesmo tende a se acumular na posição em que é aplicado (BERTOL et al., 2004).

O material erodido difere da composição original do solo, sendo comumente encontrados teores mais elevados de nutrientes no sedimento perdido em relação à composição química original do solo. O estudo das perdas de nutrientes por escoamento superficial também mostra que a maior perda de nutrientes ocorre no sedimento, e que as perdas deste na forma solúvel são baixas (BADELUCCI, 1997).

A matéria orgânica, geralmente rica em nutrientes, é transportada com os sedimentos mais finos do solo devido à sua baixa densidade e por estar em maior concentração na superfície do solo (BERTOL, 2005).

2.3. QUALIDADE DA ÁGUA

O escoamento superficial em zonas agrícolas contribui significativamente para o problema da qualidade da água em muitas bacias hidrográficas do mundo todo (LIMA et al., 2004).

A qualidade da água está intimamente relacionada com o escoamento superficial, o qual fornece os materiais – sedimentos e nutrientes – que, ao serem transportados e depositados, dão origem aos processos de assoreamento e eutrofização das águas, respectivamente (SAUTINI et al., 2004).

Os processos que controlam a qualidade da água de determinado manancial fazem parte de um frágil equilíbrio, motivo pelo qual alterações de ordem física, química ou climática, na bacia hidrográfica, podem modificar a sua qualidade (DONADIO et al., 2005).

A qualidade da água pode ser comprometida por dois processos distintos: o assoreamento e a eutrofização (MARTINS et al., 2003).

2.3.1. Processo de assoreamento dos mananciais de água

O assoreamento, numa bacia hidrográfica, encontra-se intimamente relacionado ao escoamento superficial, uma vez que é este que fornece os materiais – sedimentos – que, ao serem transportados e depositados, darão origem ao assoreamento.

O assoreamento se dá em regiões rebaixadas como o fundo de vales, rios, mares ou qualquer outro lugar em que o nível de base da drenagem permita um processo deposicional (SAUTINI et al., 2004).

O processo de assoreamento é um fenômeno que ocorre quando há a diminuição da velocidade e da turbulência das águas, que leva à perda da capacidade de transporte e conseqüente deposição dos sedimentos. Essa deposição pode ocorrer de forma contínua ou gradual (SAUTINI et al., 2004).

A devastação das matas ciliares tem contribuído para o assoreamento, o aumento da turbidez das águas, o desequilíbrio do regime das cheias e a erosão das margens de grande número de cursos d'água (DONADIO et al., 2005).

2.3.2. Processo de eutrofização da água

Em áreas rurais onde há intensa atividade agrícola, a eutrofização de corpos de água pode ser acelerada pela grande quantidade de nutrientes, oriundos de fertilizantes, transportados por escoamento superficial (MANSOR, 2005).

Os nutrientes transportados pelo escoamento superficial, principalmente nitrogênio e fósforo, ocasionam elevação na atividade primária de organismos aquáticos autotróficos, particularmente algas planctônicas (fitoplâncton) e plantas aquáticas (macrófitas) (MERTEN & MINELLA, 2002). Segundo TUNDISI (2003), este fenômeno é conhecido como eutrofização. O processo de eutrofização pode ser definido como um aumento da quantidade de nutrientes num ecossistema aquático. A associação entre a eutrofização e a excessiva produção fitoplantônica é tão direta que é utilizada por vários autores como a própria definição de eutrofização

(VALENTE et al., 1997). Suas conseqüências são a redução da quantidade de oxigênio dissolvido na água e o comprometimento da sua utilização para abastecimento doméstico, devido a alterações no sabor e odor da água e na liberação de toxinas produzidas por algumas espécies de algas. O aumento na concentração da matéria orgânica na água pela morte das algas e plantas aquáticas é também um problema em reservatórios de abastecimento doméstico em função da formação de compostos prejudiciais à saúde humana pelo tratamento da água com cloro (TUNDISI, 2003).

O crescimento e a proliferação de macrófitas e fitoplâncton dependem da disponibilidade de cerca de dezenove nutrientes, entre eles, carbono, hidrogênio, oxigênio, enxofre, potássio, cálcio, magnésio, nitrogênio, fósforo, molibdênio e outros. A maior parte destes é necessária em quantidades mínimas, traços somente. Oxigênio, carbono, nitrogênio e fósforo são, entretanto, necessários em maior quantidade (VALENTE et al., 1997).

Embora seja necessário nitrogênio e carbono para o crescimento de algas, o ciclo do fósforo é considerado como o mais crítico da produção orgânica dos reservatórios, o que se deve à dificuldade em controlar a troca ar-água de nitrogênio e carbono e a fixação atmosférica do nitrogênio pelas algas. Portanto, do ponto de vista da eutrofização, não basta dar ênfase ao nitrogênio, uma vez que em água doce, o fósforo é o elemento crítico (SIMARD et al., 2000).

O fósforo é um elemento essencial para vida dos organismos, sendo considerado um nutriente limitante da atividade primária em sistemas de água doce (VASCONCELOS et al., 2005). Segundo ESTEVES (1998), a importância do fósforo nos sistemas biológicos deve-se à participação deste elemento em processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos, sendo o componente dos ácidos nucléicos e dos fosfolipídios, o que o torna indispensável para os organismos vivos.

O fósforo pode ser separado, quanto a sua disponibilidade aos organismos vivos, em duas formas, a forma biodisponível ou prontamente disponível, e forma não prontamente disponível, na qual a disponibilidade do elemento para os organismos ocorre a médio e longo prazo. É considerado biodisponível todo o fósforo solúvel reativo e parte do fósforo particulado que se encontra adsorvido às partículas minerais ou fazendo parte da estrutura das partículas orgânicas do solo (SHARPLEY et al., 1994).

Os sedimentos que chegam aos mananciais de água podem liberar fosfato para a água e vários compostos de fósforo podem ser química ou enzimaticamente hidrolisados para ortofosfato, que é a única forma de fósforo assimilada pelas bactérias, algas e plantas. O fósforo particulado pode permanecer em suspensão ou ser depositado no sedimento de fundo, onde os microorganismos podem fazer com que o fósforo seja transformado e liberando para a água como ortofosfato. Assim, a forma particulada representa uma fonte em longo prazo de fósforo para os corpos de água (SHARPLEY et al., 2001).

A eutrofização é mais freqüente em lagos e represas que em rios, devido à certas condições que favorecem o crescimento de algas e outras plantas, como a baixa turbidez e menor velocidade da água. Condições de pH elevado, freqüentes durante períodos de intensa fotossíntese, favorecem a presença de amônia na forma livre (NH_3). A ocorrência de fósforo em águas naturais e em águas residuárias se dá, quase que exclusivamente, sob a forma de fosfato (MANSOR, 2005).

A eutrofização pode ser o resultado do aporte de despejos domésticos, industriais e fertilizantes químicos empregados nos cultivos distribuídos por toda a bacia hidrográfica, que chegam aos corpos d'água. Neste processo, a água apresenta alta condutividade elétrica e grandes concentrações de nutrientes inorgânicos oriundos das áreas agrícolas (VALENTE et al., 1997).

A poluição causada pela agricultura pode ocorrer de forma pontual ou difusa. A pontual refere-se, por exemplo, à contaminação causada pela criação de animais em sistemas de confinamento, onde grandes quantidades de dejetos são produzidas e lançadas diretamente no ambiente, em pequenas áreas ou pontos específicos como rios e lagos. A poluição difusa é gerada em áreas extensas, sendo normalmente associada, no meio rural, às precipitações pluviais, à aplicação de dejetos animais na lavoura, ao escoamento superficial, aos sedimentos (carreados quando há erosão do solo), aos nutrientes (nitrogênio e fósforo), aos defensivos agrícolas, a lixiviação e ao fluxo de macroporos que chegam aos corpos de águas superficiais de forma intermitente (MANSOR, 2005). Devido a estas características, este tipo de poluição está relacionado com propriedades do solo como a infiltração e a porosidade. Em situações onde os solos são manejados de forma incorreta (preparo excessivo do solo, associado ao insuficiente aporte de biomassa), poderá

ocorrer a degradação de sua estrutura, favorecendo, então, o escoamento superficial (MERTEN & MINELLA, 2002).

A contaminação agrícola dos cursos de água ocorre por meio dos resíduos do uso de agrotóxicos que provêm, muitas vezes, da aplicação desnecessária ou intensiva, enviando grandes quantidades de substâncias tóxicas para os rios através do escoamento superficial. O mesmo ocorre com o uso de adubos de forma exagerada, que acabam por ser carregados pelo escoamento superficial aos rios, ocasionando o aumento de nutrientes, os quais propiciam e estimulam a atividade primária das plantas aquáticas e algas, em decorrência, principalmente, do aporte de nitrogênio e fósforo proveniente das lavouras e da produção animal em regime confinado (ZAMPIERON & VIEIRA, 2005).

Nas bacias com cobertura de floresta natural, a vegetação promove a proteção contra a erosão do solo, a sedimentação e a lixiviação excessiva de nutrientes, sendo essas áreas muito importantes para manter o abastecimento de água de boa qualidade. Por outro lado, as práticas que se seguem após a retirada das árvores tendem a produzir intensa e prolongada degradação da qualidade da água (DONADIO et al., 2005).

2.3.3. Legislação sobre a qualidade da água

Atualmente não há uma regulamentação específica com relação à poluição por cargas difusas nas leis ambientais brasileiras, o que sugere a necessidade de maiores estudos e avaliações dos processos envolvidos na geração de cargas difusas, para que as metas de conservação descritas nas normas que legislam sobre os recursos hídricos em vigência sejam atingidas. Entre estas normas estão a Portaria do Ministério da Saúde nº 518 de março de 2004 e a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005 (MANSOR, 2005).

A Portaria do Ministério da Saúde nº 518 de março de 2004 estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade (BRASIL, 2004). De acordo com essa Portaria, o valor máximo permitido para que a água seja considerada potável é de 10 mg L⁻¹ de nitrogênio na forma de nitrato, 1 mg L⁻¹ de

nitrogênio na forma de nitrito e $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ de nitrogênio na forma de amônia (BRASIL, 2004).

A Resolução do CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005 dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes (BRASIL, 2005). Para a água doce Classe 1 e 2, o CONAMA estabelece o padrão de qualidade da água com relação aos teores de fósforo e nitrogênio de acordo com o QUADRO 1 e 2, respectivamente.

De acordo com o CONAMA, ambiente lântico é o ambiente que se refere à água parada, com movimento lento ou estagnado, como lagos e represas, enquanto ambiente lótico é ambiente relativo a águas continentais moventes, como os rios (BRASIL, 2005).

QUADRO 1 - PADRÕES DE QUALIDADE DE ÁGUA PARA CLASSE 1.

PARÂMETROS INORGÂNICOS	VALOR MÁXIMO
Fósforo total (ambiente lântico)	$0,020 \text{ mg L}^{-1} \text{ P}$
Fósforo total (ambiente intermediário, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lântico)	$0,025 \text{ mg L}^{-1} \text{ P}$
Fósforo total (ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários)	$0,1 \text{ mg L}^{-1} \text{ P}$
Nitrato	$10,0 \text{ mg L}^{-1} \text{ N}$
Nitrito	$1,0 \text{ mg L}^{-1} \text{ N}$
Nitrogênio amoniacal total	$3,7 \text{ mg L}^{-1} \text{ N}$, para $\text{pH} < 7,5$
	$2,0 \text{ mg L}^{-1} \text{ N}$, para $7,5 < \text{pH} < 8,0$
	$8,0$
	$1,0 \text{ mg L}^{-1} \text{ N}$, para $8,0 < \text{pH} < 8,5$
	$8,5$
	$0,5 \text{ mg L}^{-1} \text{ N}$, para $\text{pH} > 8,5$

Fonte: BRASIL (2005).

QUADRO 2 - PADRÕES DE QUALIDADE DE ÁGUA PARA CLASSE 2.

PARÂMETROS INORGÂNICOS	VALOR MÁXIMO
Fósforo total (ambiente lântico)	$0,030 \text{ mg L}^{-1} \text{ P}$
Fósforo total (ambiente intermediário, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lântico)	$0,050 \text{ mg L}^{-1} \text{ P}$
Fósforo total (ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários)	$0,1 \text{ mg L}^{-1} \text{ P}$
Nitrato	$10,0 \text{ mg L}^{-1} \text{ N}$
Nitrito	$1,0 \text{ mg L}^{-1} \text{ N}$
Nitrogênio amoniacal total	$3,7 \text{ mg L}^{-1} \text{ N}$, para $\text{pH} < 7,5$
	$2,0 \text{ mg L}^{-1} \text{ N}$, para $7,5 < \text{pH} < 8,0$
	$1,0 \text{ mg L}^{-1} \text{ N}$, para $8,0 < \text{pH} < 8,5$
	$8,5$
	$0,5 \text{ mg L}^{-1} \text{ N}$, para $\text{pH} > 8,5$

Fonte: BRASIL (2005).

A Resolução do CONAMA menciona ainda que para águas doces de classes 1 e 2, quando o nitrogênio for fator limitante para eutrofização, o valor de nitrogênio total (após oxidação) não deverá ultrapassar $1,27 \text{ mg L}^{-1}$ para ambientes lênticos e $2,18 \text{ mg L}^{-1}$ para ambientes lóticos (BRASIL, 2005).

Para a água doce Classe 3, o CONAMA estabelece o seguinte padrão de qualidade da água com relação aos teores de fósforo e nitrogênio de acordo com o QUADRO 3.

QUADRO 3 - PADRÕES DE QUALIDADE DE ÁGUA PARA CLASSE 3.

PARÂMETROS INORGÂNICOS	VALOR MÁXIMO
Fósforo total (ambiente lêntico)	$0,050 \text{ mg L}^{-1} \text{ P}$
Fósforo total (ambiente intermediário, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico)	$0,075 \text{ mg L}^{-1} \text{ P}$
Fósforo total (ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários)	$0,15 \text{ mg L}^{-1} \text{ P}$
Nitrato	$10,0 \text{ mg L}^{-1} \text{ N}$
Nitrito	$1,0 \text{ mg L}^{-1} \text{ N}$
Nitrogênio amoniacal total	$13,3 \text{ mg L}^{-1} \text{ N}$, para $\text{pH} < 7,5$
	$5,6 \text{ mg L}^{-1} \text{ N}$, para $7,5 < \text{pH} < 8,0$
	$2,2 \text{ mg L}^{-1} \text{ N}$, para $8,0 < \text{pH} < 8,5$
	$1,0 \text{ mg L}^{-1} \text{ N}$, para $\text{pH} > 8,5$

Fonte: BRASIL (2005).

2.3.4. Condutividade elétrica, demanda química de oxigênio e pH

A condutividade elétrica (CE), ou capacidade da água em conduzir corrente elétrica, é um indicativo da quantidade de íons dissolvidos na água, especialmente sais minerais, o que permite fazer inferência sobre a concentração de nutrientes na água do escoamento superficial. Quanto maior for a quantidade de íons dissolvidos, maior será a condutividade elétrica da água. Em águas continentais, os íons diretamente responsáveis pelos valores da condutividade são, entre outros, o cálcio, o magnésio, o potássio, o sódio, nitratos, carbonatos, carbonetos, sulfatos e cloretos. O parâmetro condutividade elétrica não determina, especificamente, quais os íons que estão presentes em determinada amostra de água, mas pode contribuir para possíveis reconhecimentos de impactos ambientais que ocorram na bacia de drenagem (CAIADO, 1994).

A condutividade elétrica da água pode variar de acordo com a temperatura e a concentração total de substâncias ionizadas dissolvidas. Em águas cujos valores

de pH se localizam nas faixas extremas ($\text{pH} > 9$ ou $\text{pH} < 5$), os valores de condutividade são devidos apenas às altas concentrações de poucos íons em solução, dentre os quais os mais freqüentes são o H^+ e o OH^- (CAIADO, 1994).

Um parâmetro bastante utilizado para se estimar o potencial poluidor da água é a demanda de oxigênio, tanto a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) como a Demanda Química de Oxigênio (DQO).

A demanda química de oxigênio diz respeito à quantidade de oxigênio consumido na água por substâncias orgânicas ou inorgânicas que sofrem oxidação em determinadas condições, sendo considerada um indicativo do seu grau de contaminação. O nível de O_2 e CO_2 nas águas depende do nível da atividade fotossintética e respiratória dos organismos que realizam estes processos. Um manancial eutrofizado tem uma intensa atividade fotossintetizante durante o dia e uma elevada atividade respiratória durante a noite, o que faz variar os níveis de O_2 e CO_2 nestes períodos. O O_2 dissolvido na superfície da água é misturado na água em condições normais, alcançando as camadas mais profundas. Quando a taxa de consumo de O_2 excede a reposição, a concentração de O_2 diminui drasticamente. O limite no qual os organismos aquáticos sufocam varia, mas geralmente isto ocorre quando o O_2 está abaixo de 2 mg L^{-1} (ZUCCARI et al., 2005).

O teste de demanda química de oxigênio baseia-se no fato de que todos os compostos orgânicos, com poucas exceções, podem ser oxidados pela ação de um agente oxidante forte em meio ácido. Portanto, quando a quantificação da demanda de oxigênio não é possível na prática, o oxigênio pode ser substituído por substâncias químicas oxidantes que, se medidas antes e após o contato com as amostras estudadas, demonstram sua capacidade redutora (ZUCCARI et al., 2005).

Os adubos de origem orgânica possuem grande quantidade de compostos orgânicos. Como alguns componentes da matéria orgânica têm uma decomposição muito lenta, estabelecem uma demanda química de oxigênio alta para realizar a decomposição, fazendo com que o potencial de contaminação seja alto. Como já comentado anteriormente, valores de DQO elevados podem reduzir a quantidade de oxigênio dissolvido na água a valores inferiores às necessidades da fauna aquática, ocasionando sua morte (SCHERER et al., 1996).

A demanda bioquímica de oxigênio é um indicador que determina indiretamente a concentração de matéria orgânica biodegradável por meio da

demanda de oxigênio exercida por microrganismos através da respiração. A DBO_5 é um teste padrão, realizado a uma temperatura constante de $20^{\circ}C$ e durante um período de incubação também fixo, 5 dias. Essa medida procura retratar em laboratório o fenômeno que acontece no corpo d'água. Assim uma amostra é coletada em duplicata, e em uma das amostras é medido o oxigênio dissolvido após a coleta; o oxigênio da outra amostra é medido após 5 dias, período em que a amostra fica em uma incubadora a uma temperatura de $20^{\circ}C$. A diferença de concentração de oxigênio representa a demanda bioquímica de oxigênio (oxigênio consumido para oxidar a matéria orgânica via respiração dos microrganismos). É um indicador estimativo, já que as condições: turbulência das águas, aeração e insolação etc. não são consideradas. Uma amostra é considerada biodegradável quando a relação DQO/DBO é menor 5 (VALENTE et al., 1997).

As medidas de pH são de grande utilidade, pois fornecem inúmeras informações a respeito da qualidade da água. Às águas superficiais possuem um pH entre 4 e 9. Às vezes, são ligeiramente alcalinas devido à presença de carbonatos e bicarbonatos. Naturalmente, nesses casos, o pH reflete o tipo de solo por onde a água percorre. Em lagoas com grande população de algas, nos dias ensolarados, o pH pode subir muito, chegando a nove ou até mais. Isso porque as algas, ao realizarem fotossíntese, retiram muito gás carbônico, que é a principal fonte natural de acidez da água. O pH tem influência ainda na transformação da amônia (NH_3) para a forma amoniacal (NH_4^+); em ambientes com baixo pH essa conversão é favorecida (CAIADO, 1994).

2.4. PRÁTICAS DE MANEJO DO SOLO

A semeadura direta tem se mostrado um sistema de manejo de solo eficiente no controle das perdas de sedimentos. A eficiência decorre da cobertura do solo proporcionada pelos resíduos vegetais deixados na superfície por este sistema. Os resíduos vegetais exercem um efeito protetor para o solo contra o impacto da gota de chuva. Além de proteger o solo contra o efeito desagregador da gota de chuva, os resíduos vegetais, são um meio eficaz para reduzir a concentração de sedimentos no escoamento superficial, por diminuírem sua velocidade em razão da barreira física formada por eles. Na passagem da água por entre as peças de

resíduos, ocorre a filtragem dos sedimentos em suspensão no escoamento superficial (BERTOL, 2005).

No entanto, o benefício proporcionado pela semeadura direta na redução das perdas de sedimentos, nem sempre é acompanhado por menores perdas de água (CASSOL et al., 2002). A semeadura direta caracteriza-se, entre outros aspectos, pela apresentação de baixos índices de rugosidade superficial, sendo que estas características tendem a acentuar-se na medida em que aumenta o tempo de permanência do sistema (WISCHMEIER, 1973). Portanto, a consolidação da superfície e ausência de revolvimento do solo no sistema de semeadura direta faz com que a eficiência deste sistema em controlar as perdas de água, em relação às perdas de sedimentos, seja menor (BERTOL, 2005). Por conseqüência, a semeadura direta faz com que as perdas de nutrientes tenham uma relação mais direta com as perdas de água do que com as perdas de sedimentos proporcionadas pelo escoamento superficial (CASSOL et al., 2002).

As perdas pelo escoamento superficial são fortemente influenciadas pelo preparo, o qual influi na rugosidade superficial e nas propriedades físicas de superfície e subsuperfície do solo (BEUTLER et al., 2003).

A maneira como o solo é manejado pode deixar a superfície do terreno irregular ou lisa. Na ausência de cobertura do solo por resíduos culturais, as microdepressões resultantes de preparo, que deixam o solo irregular ou rugoso, assumem importância fundamental para reduzir o escoamento da água da chuva e aumentar sua infiltração no solo. Em adição, a rugosidade superficial do solo causa aprisionamento dos sedimentos do escoamento, promovendo sua deposição e reduzindo as perdas de solo da lavoura (VOLK et al, 2004).

Dentre as propriedades físicas afetadas pelo manejo do solo destacam-se: a estrutura, a densidade e a porosidade. Estas propriedades alteram a capacidade de infiltração de água e a susceptibilidade do solo à erosão hídrica. Solos manejados de forma inadequada perdem a sua estrutura, com macroporosidade reduzida e densidade elevada, o que dificulta a infiltração de água e favorece o escoamento superficial. Solos que possuem uma porosidade adequada apresentam uma alta condutividade hidráulica, o que reduz o escoamento superficial. Solos com baixa permeabilidade favorecem a formação do escoamento superficial, potencializando as perdas de água e sedimentos (BEUTLER et al., 2003).

A compactação do solo, que tem se acentuado devido ao aumento na potência das máquinas agrícolas e da intensidade do tráfego sobre as áreas cultivadas, contribui para a formação do escoamento superficial e do transporte de sedimento devido à alteração do tamanho e continuidade dos poros. Em razão disto ocorre a deformação da estrutura do solo e a sua conseqüente compactação. Como a compactação altera a porosidade, a capacidade de infiltração e de armazenamento de água do solo também é prejudicada, o que favorece o processo de transporte de sedimentos através do escoamento superficial (SILVA et al., 2000).

2.4.1. Adubação orgânica

Os adubos orgânicos têm sido utilizados para melhorar as propriedades físico-químicas do solo, o estabelecimento de microrganismos benéficos e o aumento da matéria orgânica, além de ser fonte de nutrientes (SILVA et al., 2005b).

De acordo com CERETTA et al. (2003), as condições químicas para o crescimento das plantas podem ser melhoradas com o uso de dejetos líquidos de suínos pela diminuição na saturação de alumínio. A adição de dejetos ao solo tende a ser uma prática relativamente comum, principalmente para melhoria na estrutura, caracterizada pela diminuição da densidade aparente e aumento da porosidade e da taxa de infiltração de água (SEDIYAMA et al., 2000).

O dejetos de suíno é constituído por fezes, urina, água desperdiçada pelos bebedouros e de higienização, resíduos de ração, pêlos, poeiras e outros materiais decorrentes do processo criatório podendo, por sua vez, se apresentar na forma líquida, pastosa ou sólida. Este resíduo pode conter matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, sódio, magnésio, manganês, ferro, zinco, cobre e outros elementos incluídos nas dietas dos animais. Os principais constituintes dos dejetos de suínos que afetam as águas superficiais são a matéria orgânica, os nutrientes e as bactérias fecais. Nitratos e bactérias são componentes com grande potencial poluidor da água subterrânea (DIESEL et al., 2002).

O ciclo completo da criação de suínos gera de 140 a 170 litros por dia por fêmea no plantel; para o núcleo de produção de leitões o volume de dejetos por matriz no plantel é de 35 a 40 litros por dia e, na terminação (leitões de 25 a 110 kg), a produção diária varia de 12 a 15 litros por suíno, para os sistemas de manejo

líquido. A maior parte dos criatórios suínos do sul do Brasil produz dejetos líquidos com sólidos que variam de 1,7% a 3,0%. As concentrações poderão variar, dependendo da diluição causada pelo uso de maior ou menor quantidade de água no sistema de higienização e desperdiçada nos bebedouros. Com base nestes teores de material sólido, as quantidades de nitrogênio, fósforo e potássio podem variar de 3,0 a 9,0 kg m⁻³ (KONZEN, 2003).

Os dejetos líquido de suínos em função de suas características químicas têm um alto potencial fertilizante, podendo substituir, em parte ou totalmente, a adubação química e contribuir significativamente para o aumento da produtividade das culturas e a redução dos custos de produção (SCHERER, 1999). No entanto, a aplicação excessiva pode causar sérios danos ao ambiente, como é o caso da contaminação das águas. Em áreas tratadas com dejetos líquido de suínos, a água perdida por escoamento superficial pode conter quantidades significativas de nitrogênio e fósforo, elementos importantes sobre o ponto de vista nutricional de plantas, mas que preocupam sob o ponto de vista ambiental pelo seu potencial poluente (SILVEIRA et al., 2002).

O dejetos líquido de suínos pode ainda provocar alteração na capacidade de infiltração do solo, ocasionada pela obstrução de poros e pela formação de crosta em sua superfície. De acordo com OLIVEIRA et al. (2000), quanto maior a concentração de sólidos totais nas águas residuárias de suinocultura, menor será a capacidade de infiltração do solo, intensificada com aplicações sucessivas.

A formação de selos superficiais origina problemas de infiltração favorecendo o escoamento superficial, além de dificultar a germinação e emergência de plântulas quando da presença de selos superficiais. O experimento conduzido por OLIVEIRA et al. (2000), onde foram estabelecidos cinco tratamentos, um com aplicação de água e os demais com aplicação de dejetos com diferentes teores de sólidos totais oriundos do interior das baias de terminação de suínos, demonstrou que líquidos contendo mais que 200 mg L⁻¹ de sólidos totais se infiltram no solo em menor proporção do que a água, o que favorece o escoamento superficial.

Os órgãos de fiscalização e proteção ambiental consideram a suinocultura como uma atividade de elevado potencial poluidor, por gerar um grande número de contaminantes que podem chegar aos cursos d'água (PEREIRA, 2006). Diagnósticos recentes têm demonstrado um alto nível de contaminação dos rios e

lençóis de água superficiais que abastecem tanto o meio rural como o urbano. A capacidade poluente dos dejetos suínos, em termos comparativos, é muito superior a de outras espécies. De acordo com o conceito de equivalente populacional, um suíno, em média, equivale a 3,5 pessoas. Ou seja, uma granja com 600 animais possui um poder poluente, segundo esse critério, semelhante ao de um núcleo populacional de aproximadamente 2.100 pessoas (DIESEL et al., 2002).

A aplicação de dejetos na superfície do solo sem incorporação promove uma elevação nos teores de nutrientes na superfície do solo (SHARPLEY et al., 1994), o que favorece o transporte de nutrientes com escoamento superficial. Quanto mais incorporado ao solo, menor a concentração dos nutrientes no escoamento superficial (BADELUCCI, 1997).

A elevação do nível de nutrientes na superfície do solo depende ainda do tipo de adubo utilizado. Os dejetos de animais fazem com que a elevação no teor de alguns elementos, em especial o fósforo, seja maior quando comparado a outras formas de adubação, devido as grandes quantidades de fósforo proporcionadas pela alimentação destes animais. Isto favorece as perdas de nutrientes uma vez que os elementos orgânicos, presentes no dejetos suínos, são os primeiros constituintes do solo a serem removidos pela erosão, em razão de possuírem uma densidade menor e por estarem mais concentrados na superfície do solo (CASSOL et al., 2002).

O nitrogênio é um dos principais constituintes do dejetos líquido de suínos. O teor de nitrogênio total no dejetos de suínos pode alcançar de 40 a 50 g kg⁻¹ na matéria seca (SEDIYAMA et al., 2000). O nitrogênio apresenta-se, na maioria dos casos, em maior proporção na forma amoniacal, podendo chegar a 70% do nitrogênio total. Portanto, após a sua aplicação no campo, o nitrogênio está suscetível a perdas, principalmente por volatilização da amônia (PORT et al., 2003).

A falta de controle na aplicação de dejetos de animais nas lavouras faz com que os níveis de nitrogênio no solo sejam maiores do que a quantidade retirada pelas culturas. Como a necessidade de fósforo geralmente é menor do que a de nitrogênio, tem-se um maior acúmulo de fósforo no solo (CERETTA et al., 2003). HOUNTIN et al. (2000) verificaram incrementos de 16, 26, 33 e 50% em todas as formas de fósforo até a profundidade de 1 m após aplicação de 30, 60, 90 e 120 m³ ha⁻¹ de dejetos suíno líquido de suínos, respectivamente, em um Alissolo Crômico Órtico típico.

Segundo SEGANFREDO (1999), o equilíbrio dos sistemas agrícolas adubados com dejetos líquidos de suínos depende da capacidade de suporte de nutrientes do solo e do grau de degradação admissível para cada região específica.

O uso contínuo de dejetos líquidos de suínos proporciona aumento na reserva e na disponibilidade de nitrogênio no solo, tanto na forma de nitrato (NO_3^-) quanto na forma de amônio (NH_4^+). Com relação ao fósforo, aproximadamente dois terços do fósforo está na forma não solúvel, fazendo parte de estruturas orgânicas, as quais propiciam considerável capacidade de liberação do fósforo pelo resíduo do dejetos suíno (FERREIRA et al., 2003; MAIA & CANTARUTTI, 2004).

A contaminação dos mananciais com resíduos de nitrogênio nas formas de NO_3^- e NH_4^+ tem causado sérias preocupações uma vez que essas formas podem causar danos à saúde humana. Embora tal contaminação seja proveniente de diversas fontes, as práticas agrícolas, em especial a fertilização do solo com adubos nitrogenados, têm sido consideradas as principais responsáveis por este problema, o qual ocorre porque as altas quantidades de fertilizantes nitrogenados quase sempre excedem as necessidades das culturas e também devido às limitadas práticas de manejo do solo, que acabam por acarretar o escoamento superficial dos nutrientes em direção aos mananciais ocasionando sua eventual poluição (FREIRE et al., 2000; FERREIRA et al., 2003).

2.4.2. Aplicação de gesso na redução das perdas de nutrientes

A conversão do fósforo no solo em formas menos solúveis, com aplicação de materiais que contêm cálcio, pode minimizar a poluição de fontes não pontuais em sistemas agrícolas que possuem solos com teores de fósforo elevados (FAVARETTO, 2002; STOUT et al., 1998, 1999, 2000). Estratégias de mitigação têm centrado no manejo para diminuir a probabilidade de perda de fósforo, porém solos com capacidade limitada para reter fósforo também são propensos a perdas de fósforo, a menos que a capacidade de sorção de fósforo possa ser melhorada (SHARPLEY et al., 1994)

Um material utilizado para reduzir a perda de fósforo no solo é o gesso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), o qual é um sal neutro que dissocia-se em Ca^{2+} e SO_4^{2-} (McDOWELL, 2004). O uso do gesso além de reduzir a perda de fósforo pela

formação de Ca-P (STOUT et al., 1998) também teria por finalidade proporcionar a reação com o amônio, formando com isso o sulfato de amônio, que pode contribuir na redução das perdas de nitrogênio no solo (SEDIYAMA et al., 2000).

De acordo com o trabalho de AGASSI et al. (1982), o qual utilizou chuva simulada, a quantidade ótima de gesso encontrada para reduzir o escoamento superficial em até 43% foi a de 5 Mg ha⁻¹. Segundo este mesmo autor, o gesso contribui com quantidades consideráveis de Ca-eletrólitos para a solução do solo, que previne a dispersão química das argilas.

De acordo com o trabalho de CAIRES et al. (2003), realizado a campo, o gesso agrícola (fosfogesso) não exerceu influência sobre a acidez nas camadas superficiais do solo, mas sua aplicação elevou os teores de cálcio solúvel e fósforo (Mehlich I) na camada superficial do solo em três anos de cultivo. ERNANI (1986) observou os mesmos resultados, em experimento realizado a campo, com relação à aplicação de gesso na superfície do solo e pH, o qual se manteve inalterado quando o gesso foi adicionado até a quantidade de 32 Mg ha⁻¹.

O gesso agrícola é largamente disponível em muitas partes do mundo. No Brasil, cerca de 4,5 milhões de toneladas são produzidas anualmente. O gesso agrícola é um subproduto da indústria de ácido fosfórico, que contém principalmente sulfato de cálcio em sua composição e pequenas concentrações de fósforo (VITTI, 2000).

A dissolução gradual do gesso aplicado sobre o solo mantém a condutividade elétrica em um nível adequado para melhorar a floculação da argila, o que, por conseqüência, melhora a agregação do solo e reduz o escoamento superficial. Os efeitos do gesso na erosão do solo são as reduções que o mesmo causa no volume do escoamento superficial, o aumento na aspereza da superfície do solo e da tortuosidade dos trajetos do fluxo, o que, conseqüentemente, reduz a perda do solo indiretamente (FAVARETTO, 2002).

De acordo com os resultados obtidos por FAVARETTO (2002), o gesso puro (CaSO₄.2H₂O) reduziu significativamente a concentração e a perda do fósforo solúvel, do fósforo total, de amônio solúvel, e de nitrogênio total no escoamento superficial em experimento conduzido em laboratório; a aplicação de gesso na dose de 5 Mg ha⁻¹ reduziu 5,8 e 6,8 vezes a concentração e a perda de fósforo solúvel, respectivamente. Com relação à concentração de N-NH₄⁺ solúvel, a aplicação de

gesso reduziu 4,7 vezes a concentração de N-NH_4^+ no escoamento superficial quando comparado com o tratamento testemunha.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. INSTALAÇÃO DO EXPERIMENTO

O presente trabalho foi realizado no Departamento de Solos e Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Paraná. O experimento consistiu em aplicações de chuva simulada sobre bandejas de erosão contendo solo submetido à adubação mineral e aplicação de dejetos líquidos de suínos e gesso.

3.1.1. Caracterização do dejetos líquidos de suínos e do solo coletado a campo

O solo utilizado no experimento foi coletado no município de Castro, PR, na área de abrangência da Fundação ABC para Divulgação e Assistência Técnica Agropecuária. De acordo com a EMBRAPA - Fundação ABC (2001), o solo coletado é um LATOSSOLO BRUNO Distrófico típico, textura muito argilosa, fase relevo suave ondulado.

O solo foi caracterizado quanto aos aspectos químicos (teor de Carbono Orgânico, Fósforo Mehlich I, Potássio, Cálcio, Magnésio, Alumínio, acidez potencial - $\text{H}+\text{Al}$, pH SMP, pH em CaCl_2) e físicos (granulometria, estabilidade de agregados, densidade, porosidade e condutividade hidráulica).

Com relação à caracterização química do solo analisou-se, de acordo com a metodologia de PAVAN et al. (1992), pH em CaCl_2 , 0,01 M, e índice SMP, do qual se obteve os valores de $\text{H} + \text{Al}$, por meio do potenciômetro; cálcio e magnésio via extração com KCl 1 M e determinação por espectrofotometria de absorção atômica; alumínio via extração com KCl 1 M e determinação por titulação com Na(OH); fósforo com extração via Mehlich I e carbono com extração via dicromato de potássio – ambos determinados por colorimetria.

As análises de N-NO_3 e N-NH_4 no solo foram feitas utilizando KCl 2 M como extrator, de acordo com MULVANEY (1996).

Além das análises químicas descritas anteriormente também foram feitas extrações utilizando-se água deionizada ao invés de KCl 2 M para N-NO₃ e N-NH₄, e de Mehlich I para o fósforo, de acordo com MULVANEY (1996) e SELF-DAVES et al. (2000), respectivamente.

As extrações do N-NH₄ e N-NO₃ foram feitas adicionando-se solo e extrator na proporção de 1:10. Após este procedimento a alíquota contendo solo mais KCl 2 M ou água foi centrifugada por 10 minutos, em centrífuga a 200 rpm. Depois de centrifugadas, as amostras foram filtradas com papel filtro comum para separar o sobrenadante do material decantado.

A determinação dos elementos extraídos com KCl ou água foi a mesma utilizada para a água do escoamento superficial conforme descrito no item 3.3. De acordo com a Comissão de Química e Fertilidade do Solo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (SBCS, 2004), os teores de fósforo e potássio no solo analisado são classificados como muito alto e o teor de carbono, como alto. Os resultados destas análises se encontram na TABELA 1.

TABELA 1 – PARÂMETROS QUÍMICOS E GRANULOMETRIA DO SOLO COLETADO A CAMPO.

pH	H+Al	Al	Ca	Mg	K	C	P		N-NH ₄		N-NO ₃		Granulometria			
							Mehlich	Água	KCl	Água	KCl	Água	Areia	Silte	Argila	
CaCl ₂	SMP	cmol _c kg ⁻¹			g kg ⁻¹			mg kg ⁻¹				g kg ⁻¹				
5,4	5,9	5,7	0,0	3,53	1,86	0,50	47,4	15,84	0,38	12,30	7,70	22,44	18,10	170	200	630

Quanto aos aspectos físicos do solo, a granulometria foi determinada seguindo o método do densímetro, permitindo classificar o solo utilizado no experimento como argiloso (EMBRAPA, 1997). Os resultados da análise granulométrica se encontram na TABELA 1.

Para determinação da densidade, porosidade e condutividade hidráulica do solo foram coletadas amostras de solo em anéis volumétricos nas profundidades de 0 a 5 e de 5 a 10 cm, com quatro repetições cada. Os resultados destas análises se encontram na TABELA 2. A densidade do solo foi determinada pelo método do anel volumétrico e a porosidade total foi obtida através da saturação por volume (EMBRAPA, 1997).

A condutividade hidráulica do solo saturado foi analisada por meio da adaptação da metodologia do permeâmetro de carga constante proposto pela EMBRAPA (1997). Mantendo uma coluna de água com volume constante sobre a superfície do solo do anel, com o auxílio de um pissete, mediu-se o volume de água

que passava pelo solo do anel em intervalo de tempos regulares (a cada 30 minutos), durante 4 horas.

TABELA 2 – DENSIDADE DO SOLO (Ds), POROSIDADE TOTAL (Pt), CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA (CH) E DISTRIBUIÇÃO E DIÂMETRO MÉDIO PONDERADO (DMP) DOS AGREGADOS DO SOLO COLETADO A CAMPO.

Profundidade do solo	Ds (kg dm ⁻³)	Pt (%)	CH (cm h ⁻¹)	Distribuição dos agregados (%)						DMP (mm)
				8-4 mm	4-2 mm	2-1 mm	1-0,5 mm	0,5-0,25 mm	<0,25 mm	
0 a 5 cm	1,02	43	6,37	30,5	16,94	11,61	13,23	8,64	14,65	2,78
5 a 10 cm	1,10	45	1,65	28,2	17,68	13,46	14,59	10,48	11,21	2,71

Os resultados de condutividade demonstram que entre os 5 e 10 cm de profundidade existe uma camada de compactação, provavelmente causada pela excessiva mecanização do solo visto que a área em consideração era intensamente cultivada em sistema de semeadura direta.

A estabilidade de agregados foi determinada em amostras de solo coletadas nos mesmos pontos da coleta dos anéis, também nas profundidades de 0 a 5 e de 5 a 10 cm, com quatro repetições. Esta determinação foi realizada pelo método via úmida proposto pela EMBRAPA (1997). A distribuição e diâmetro médio ponderado dos agregados se encontra na TABELA 2.

Com relação ao dejetos líquido de suínos aplicado ao experimento, foi feita a análise do teor de matéria seca e dos teores totais em base seca de nitrogênio, fósforo e potássio e dos teores solúveis de nitrato, amônio, fósforo e potássio (TABELA 3).

TABELA 3 - TEORES DE NITROGÊNIO, FÓSFORO E POTÁSSIO NA FORMA TOTAL E SOLÚVEL, TEOR DE SÓDIO NA FORMA SOLÚVEL, TEOR DE MATÉRIA SECA E pH DO DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS.

Forma total	Matéria seca (g kg ⁻¹)	Matéria úmida (g L ⁻¹)	Formas solúveis	Matéria seca (g kg ⁻¹)	Matéria úmida (g L ⁻¹)	Solubilidade (%)*
N	24,90	0,45	N-NO ₃	0,77	0,014	3,09
P	15,45	0,28	N-NH ₄	5,16	0,094	20,74
K	69,70	1,27	P	1,43	0,026	9,25
Matéria seca (g L ⁻¹) = 18,2			K	35,70	0,650	51,25
pH = 7,2			Na	91,02	1,655	-

* % de solubilidade em relação ao teor total.

O teor de matéria seca e os valores totais foram fornecidos pela Fundação ABC, os quais foram determinados por digestão via seca para fósforo e potássio e via Kjeldahl para N total (HILDEBRAND, 1977). Os teores solúveis foram determinados por espectrofotometria de acordo com as metodologias de APHA

(1995), sendo as mesmas para a água do escoamento superficial, descritas no item 3.3. Para a determinação dos teores solúveis de nitrogênio, fósforo e potássio do dejetos uma amostra foi diluída na proporção de 1:100 e filtrada em filtro 0,45 µm.

3.1.2. Preparação do experimento

O solo foi coletado em uma área manejada com semeadura direta em rotação com soja/milho/aveia/trigo e aplicação de dejetos líquido de suínos por mais de 10 anos. De acordo com a COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO RS/SC (2004), os teores de carbono orgânico, P Mehlich e K dessa área encontra-se altos, $47,4 \text{ g dm}^{-3}$, $15,84 \text{ mg dm}^{-3}$ e $0,50 \text{ mg dm}^{-3}$, respectivamente (TABELA 1). Foi feita a coleta do horizonte superficial do solo, numa profundidade de 5 cm. Em seguida o solo foi passado em peneira com malha 5 mm e colocado para secar ao ar.

Anterior à aplicação dos tratamentos, o solo foi adensado em bandejas de erosão as quais apresentavam as seguintes medidas: 25,6 cm de largura, 39,6 cm de comprimento e 7,5 cm de altura, totalizando uma área de $0,1013 \text{ m}^2$. Todas as bandejas continham em seu fundo várias perfurações, sendo cada uma com 6 mm de diâmetro interior. Cada bandeja sofreu uma inclinação de 10% simulando o relevo suave ondulado sobre o qual se encontra o solo coletado.

As bandejas foram circundadas com placa galvanizada de 5 cm de altura para evitar o respingamento e conseqüente perda do solo. Com o mesmo material foram confeccionados funis adaptados às bandejas de erosão para o escoamento da água para os baldes de coleta (FOTO 1).

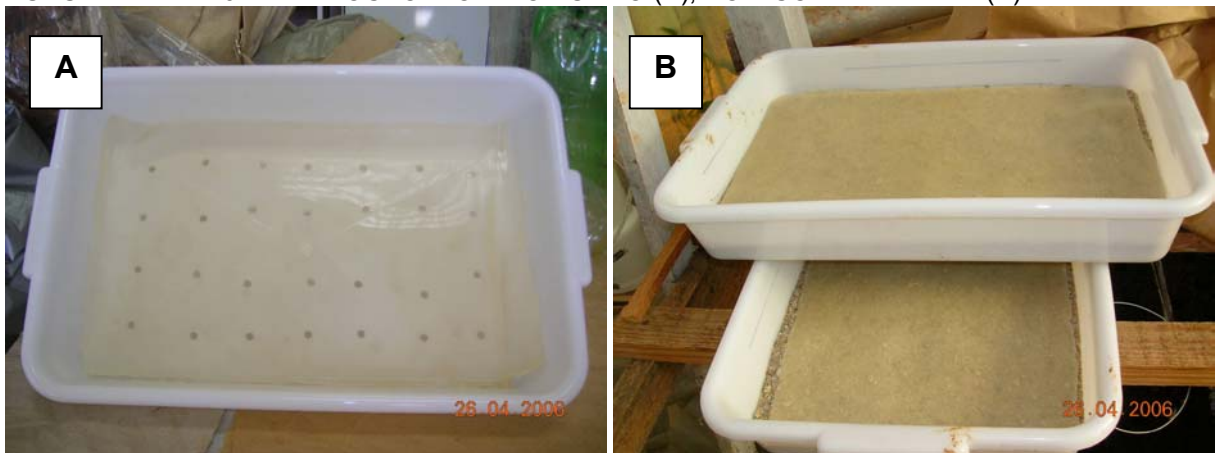
FOTO 1 – FUNIL ADAPTADO À BANDEJA DE EROSÃO.



No fundo da bandeja de erosão, sob a areia, foi colocado um tecido – voil – para evitar que a areia bloqueie a passagem da água através dos furos no fundo da caixa e o solo seja saturado de forma inadequada (FOTO 2 A).

Entre a areia e o solo foi novamente colocada uma camada de voil, com o objetivo de facilitar a coleta de amostras de solo para análise de rotina após o término do experimento, evitando que a areia fosse coletada juntamente com o solo (FOTO 2 B).

FOTO 2 – BANDEJA DE EROSIÃO: VOIL NO FUNDO (A); VOIL SOBRE A AREIA (B).



Um dia antes da simulação, o solo era pesado a fim de atingir a densidade do solo no campo ($1,02 \text{ kg dm}^3$) e misturado com adubo mineral, sendo posteriormente colocado nas bandejas de erosão sobre uma camada de 2,5 cm de areia lavada com solução HCl 1% e enxaguada com água deionizada. Todos os tratamentos receberam adubação mineral em igual dosagem (TABELA 4) conforme a recomendação utilizada para a cultura do milho pela Fundação ABC na região de Castro – PR: 120 kg ha^{-1} de N, 60 kg ha^{-1} de P_2O_5 e 60 kg ha^{-1} de K_2O .

TABELA 4 - QUANTIDADE DOS FERTILIZANTES MINERAIS, GESSO, E DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS DE ACORDO COM OS TRATAMENTOS POR BANDEJA DE EROSIÃO.

Dejeto líquido suíno ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$)	Gesso (Mg ha^{-1})	NH_4NO_3 ⁽¹⁾	$\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ ⁽²⁾	KCl ⁽³⁾	Gesso	Dejeto líquido suíno ml bandeja ⁻¹
		g bandeja ⁻¹				
0						0
30						305
60	0				0	610
90						915
0		3,13	0,99	0,96		0
30	5					305
60					50,68	610
90						915

⁽¹⁾ NH_4NO_3 - Nitrato de amônio (34,99% de N, sendo 7,88% de N- NH_4 e 27,11% de N- NO_3)

⁽²⁾ $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ - Fosfato monoamônio (12,18% de N- NH_4 e 26,93% de P)

⁽³⁾ KCl - Cloreto de potássio (52,45% de K)

Depois de feita a mistura da quantidade de solo pré-pesada com os respectivos adubos minerais, o solo de cada bandeja, por se tratar de amostra deformada, foi novamente adensado sobre a camada de areia, formando uma nova camada de 5 cm de espessura (FOTO 3).

FOTO 3 – ADENSAMENTO DO SOLO SOBRE A CAMADA DE AREIA.



O adensamento do solo nas bandejas foi o mesmo determinado no campo com o anel volumétrico, sendo o valor médio encontrado de $1,02 \text{ kg dm}^3$ para os primeiros 5 cm de profundidade do solo. Tendo-se em mãos o volume da caixa de erosão e o valor da densidade do solo no campo, determinou-se a quantidade de solo a ser colocado para preencher a caixa e formar uma camada de 5 cm de espessura. Foram necessários 5,6 kg de solo para cada bandeja. Terminado este procedimento, o solo adensado foi umedecido com o próprio dejetos líquido de suínos, de um dia para outro, de forma a possibilitar a reação do adubo químico com o solo.

A adubação com dejetos líquido de suínos sobre a superfície do solo foi feita em quatro diferentes dosagens: 0, 30, 60 e $90 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. O dejetos líquido de suínos utilizado no tratamento foi coletado em esterqueira na mesma propriedade agrícola onde foi coletado o solo. A coleta foi realizada a uma profundidade aproximada de 1 m, porém, antes da coleta, procurou-se fazer uma boa homogeneização do dejetos na esterqueira. Após a coleta o dejetos permaneceu congelado até o momento de sua aplicação no experimento.

Todos os tratamentos foram submetidos à chuva simulada com a mesma umidade, tendo como base a maior dose de dejetos líquido de suínos, ou seja, as bandejas que não receberam dejetos ou as que receberam dose de dejetos menor que

a dosagem máxima, foram umedecidas com água deionizada, utilizando-se um mini-regador, no momento da aplicação do dejetos líquido de suínos, de forma que todas as bandejas ficaram com o mesmo teor de umidade. Com relação aos tratamentos com 0, 30 e 60 m³ ha⁻¹ de esterco, a adição da água necessária para atingir a umidade correspondente ao tratamento com 90 m³ ha⁻¹ foi feita posterior à aplicação do esterco e, portanto, o dejetos teve a mesma densidade e sempre aplicado sobre o solo seco.

O gesso na forma de sulfato de cálcio puro (CaSO₄.2H₂O) foi aplicado sobre o solo, minutos antes da simulação, em duas doses, 0 e 5 Mg ha⁻¹ (FOTO 4).

FOTO 4 – APLICAÇÃO DE GESSO SOBRE O SOLO (A); APARÊNCIA DO SOLO APÓS APLICAÇÃO DE GESSO (B).



As quantidades aplicadas por bandeja de erosão dos fertilizantes minerais, gesso e dejetos líquido de suínos, de acordo com os tratamentos, se encontram no TABELA 4.

A quantidade de nitrogênio, fósforo e potássio, nas formas total e solúvel, aplicada por bandeja de erosão e por hectare via fertilizante mineral e dejetos líquido de suínos se encontra na TABELA 5 e TABELA 6.

Para avaliar as perdas de nutrientes por escoamento superficial, foi utilizado um simulador de chuva programável equipado com um bico e instalado em laboratório, a 2,4 m da superfície do solo (FOTO 5).

Utilizou-se água deionizada para as simulações. A duração de cada simulação foi de uma hora, com intensidade média de 60 mm h⁻¹. As bandejas foram inclinadas em 10% com o uso de um calço, colocado sob o suporte onde se encontrava a bandeja, momentos antes da simulação.

TABELA 5 – QUANTIDADE, POR BANDEJA DE EROÇÃO E POR HECTARE, DE NITROGÊNIO, FÓSFORO E POTÁSSIO TOTAL VIA FERTILIZANTE MINERAL E DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS DE ACORDO COM OS TRATAMENTOS.

Dejeto suíno (m ³ ha ⁻¹)	Mineral ⁽¹⁾			Dejeto líquido suíno ⁽²⁾			Mineral + Dejeto líquido suíno		
	N	P	K	N	P	K	N	P	K
0				0,00	0,00	0,00	1,24	0,26	0,50
30	1,24	0,26	0,50	0,14	0,09	0,39	1,38	0,35	0,89
60				0,28	0,17	0,77	1,52	0,43	1,27
90				0,41	0,26	1,16	1,65	0,52	1,66

Dejeto suíno (m ³ ha ⁻¹)	Mineral ⁽¹⁾			Dejeto líquido suíno ⁽²⁾			Mineral + Dejeto líquido suíno		
	N	P	K	N	P	K	N	P	K
0				0,00	0,00	0,00	122,60	26,41	49,83
30	122,60	26,41	49,83	13,64	8,47	38,19	136,05	34,13	87,55
60				27,29	16,93	76,39	149,70	42,60	125,75
90				40,93	25,40	114,58	163,34	51,07	163,94

⁽¹⁾Valores obtidos através da multiplicação do teor total do nutriente no fertilizante mineral pela área superficial.

⁽²⁾Valores obtidos através da multiplicação do teor total do nutriente no dejeto líquido suíno pela área superficial.

TABELA 6 – QUANTIDADE, POR BANDEJA DE EROÇÃO E POR HECTARE, DE NITROGÊNIO, FÓSFORO E POTÁSSIO SOLÚVEIS VIA FERTILIZANTE MINERAL E DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS DE ACORDO COM OS TRATAMENTOS.

Dejeto suíno (m ³ ha ⁻¹)	Mineral ⁽¹⁾				Dejeto líquido suíno ⁽²⁾				Mineral + Dejeto líquido suíno			
	N-NO ₃	N-NH ₄	P	K	N-NO ₃	N-NH ₄	P	K	N-NO ₃	N-NH ₄	P	K
0					0,000	0,000	0,000	0,000	0,560	0,680	0,260	0,500
30	0,56	0,68	0,26	0,50	0,004	0,029	0,008	0,198	0,564	0,709	0,268	0,698
60					0,009	0,057	0,016	0,397	0,569	0,737	0,276	0,897
90					0,013	0,086	0,024	0,595	0,573	0,766	0,284	1,095

Dejeto suíno (m ³ ha ⁻¹)	Mineral ⁽¹⁾				Dejeto líquido suíno ⁽²⁾				Mineral + Dejeto líquido suíno			
	N-NO ₃	N-NH ₄	P	K	N-NO ₃	N-NH ₄	P	K	N-NO ₃	N-NH ₄	P	K
0					0,00	0,00	0,00	0,00	67,12	55,20	25,60	49,30
30	55,20	67,12	25,60	49,30	0,42	2,83	0,78	19,57	55,70	69,96	26,45	68,93
60					0,84	5,66	1,57	39,14	56,12	72,79	27,23	88,50
90					1,26	8,49	2,35	58,71	56,55	75,62	28,01	108,7

⁽¹⁾Valores obtidos através da multiplicação do teor total do nutriente no fertilizante mineral pela área superficial.

⁽²⁾Valores obtidos através da multiplicação do teor solúvel do nutriente no dejeto suíno líquido pela área superficial.

Para avaliar as perdas de nutrientes por escoamento superficial, foi utilizado um simulador de chuva programável equipado com um bico e instalado em laboratório, a 2,4 m da superfície do solo (FOTO 5). Utilizou-se água deionizada para as simulações. A duração de cada simulação foi de uma hora, com intensidade média de 60 mm h⁻¹. As bandejas foram inclinadas em 10% com o uso de um calço, colocado sob o suporte onde se encontrava a bandeja, momentos antes da simulação.

FOTO 5 – SIMULADOR DE CHUVA PROGRAMÁVEL.

Terminada a simulação para cada tratamento, fez-se um intervalo de duas horas, após o qual se realizou nova simulação com mesma duração e intensidade da primeira simulação, no entanto sem aplicação de dejetos líquidos de suínos ou gesso. Após a segunda simulação, fez-se novamente um intervalo de duas horas, após o qual o solo foi submetido à última simulação também sem nova aplicação de dejetos líquidos de suínos ou gesso. Portanto, foram aplicados três eventos sobre cada tratamento, espaçados por duas horas.

Para cada tratamento foram realizadas três repetições, totalizando 24 bandejas de erosão, sendo que cada uma recebeu três chuvas simuladas, finalizando 72 unidades experimentais. O escoamento superficial de cada simulação, composto pela água do escoamento associada aos sedimentos do solo, foi coletado a cada 30 minutos. Foram obtidas, portanto, para cada evento de chuva simulada, duas coletas, o que totalizou ao final do experimento 144 amostras coletadas.

3.2. AMOSTRAGEM DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL

A água do escoamento superficial proveniente do solo das bandejas foi coletada em baldes (FOTO 6). O volume do escoamento era pesado para posterior cálculo das perdas de água e solo. Feita esta medição, era então realizada a coleta de duas frações: a primeira, coletada em potes de 70 ml, destinava-se à filtragem e determinação das frações solúveis; a segunda fração, coletada em potes de 200ml, foi reservada para determinação do teor total de nitrogênio e fósforo, pH, condutividade elétrica, transmitância e demanda química de oxigênio.

FOTO 6 – APARÊNCIA DAS BANDEJAS DE EROÇÃO COM OS BALDES DE COLETA.



As amostras destinadas à determinação dos nutrientes solúveis, após a filtragem, foram mantidas congeladas. As amostras não filtradas foram mantidas resfriadas em geladeira. O restante do escoamento foi utilizado para determinação das perdas de solo e de nutrientes no sedimento. Após a retirada das frações citadas anteriormente, o volume total de água e sedimentos que restava nos baldes era levado para a estufa onde era feita a secagem a 105 °C para posterior coleta dos sedimentos e, portanto, não houve descarte do sobrenadante.

Para análise dos sedimentos foi feita a junção do material coletado nos primeiros 30 minutos com o material coletado entre os 30 e 60 minutos finais de simulação, devido à quantidade de sedimentos coletada a cada 30 minutos ser muito pequena para realização de todas as análises. Os sedimentos foram analisados quanto aos teores de N-NH₄, N-NO₃, Fósforo Mehlich I, Potássio, Cálcio e Magnésio da mesma maneira como descrito anteriormente no item 3.1.1. referente à análise do solo.

O solo coletado nas bandejas após as simulações foi analisado quanto aos aspectos químicos (teor de Carbono Orgânico, N-NH₄, N-NO₃, Fósforo Mehlich I, Potássio, Cálcio, Magnésio, Alumínio, acidez potencial - H+Al, pH SMP, pH em CaCl₂) da mesma maneira como descrito anteriormente no item 3.1.1. referente à análise do solo.

3.3. DETERMINAÇÕES DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DE ÁGUA

Para cada amostra coletada, foi feita a determinação da perda de água e solo, bem como da concentração e perda de nutrientes. Foi analisado também o pH, a

condutividade elétrica, a transmitância e a DQO (demanda química de oxigênio) de cada amostra de água escoada superficialmente.

O pH e a condutividade elétrica foram medidos a partir das amostras não filtradas, utilizando-se um peagâmetro e um condutivímetro, respectivamente. A transmitância foi determinada a partir de alíquotas retiradas a partir das amostras não filtradas. Sua determinação foi feita em espectrofotômetro sob comprimento de onda de 420 nm.

A análise da DQO foi realizada a partir de alíquotas retiradas das amostras não filtradas. A metodologia utilizada foi uma adaptação do método padrão de refluxo aberto (APHA et al., 1995). Esta adaptação, proposta por BOYD & TUCKER (1992), elimina a necessidade de um aparelho de refluxo e baseia-se na oxidação da matéria orgânica pelo dicromato de potássio utilizando o ácido sulfúrico (H_2SO_4) para aquecer a amostra. Os autores afirmam que há uma estreita correlação entre esta metodologia e a análise padrão de DQO.

Com relação aos nutrientes do escoamento superficial na forma solúvel reativa, determinou-se a concentração de fósforo (P), nitrogênio na forma de nitrato ($N-NO_3$), nitrogênio na forma de amônio ($N-NH_4$), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg). O fósforo particulado, ou seja, aquele que se encontra associado ao sedimento, foi determinado por diferença entre o fósforo total e o fósforo solúvel. No caso das frações solúveis, fez-se necessário filtrar a amostra utilizando um filtro de membrana de éster de celulose de 0,45 micrômetros (APHA et al., 1995). Após a filtração, as amostras foram congeladas.

A metodologia utilizada na análise do fósforo, nitrato e amônio nas formas solúveis estiveram de acordo com APHA et al. (1995). Estes três elementos foram determinados por colorimetria em espectrofotômetro sob comprimento de onda de 220, 640 e 880 nm, para o nitrato, amônio e fósforo, respectivamente.

Para a leitura do fósforo solúvel foi utilizada a metodologia do ácido ascórbico, a qual se baseia na redução do complexo fosfatomolíbico de amônio pelo ácido ascórbico na presença do antimônio, deixando as amostras com um forte tom azulado (APHA et al., 1995). O espectrofotômetro foi calibrado com uma curva de calibração de 10 pontos, com concentração crescente de fósforo. O r^2 da equação de 1º grau gerada com os valores da absorbância dos pontos da curva foi de 0,9993.

O amônio solúvel foi determinado pelo método do fenato. Este método baseia-se no princípio de que em meio alcalino e na presença do catalizador nitroprussiato, o amônio reage com o fenol e com o hipoclorito sódico, formando o azul de indofenol, tornando-se possível a determinação por colorimetria (APHA et al., 1995). O espectrofotômetro foi calibrado para a leitura das amostras, através de uma curva de calibração de oito pontos, com concentração crescente de amônio. O r^2 da equação de 1° grau gerada com os valores da absorbância dos pontos da curva foi de 0,9969.

A determinação do nitrato solúvel foi feita pela metodologia do ácido clorídrico (HCl 1N). A acidificação com HCl é realizada para prevenir a interferência de altas concentrações de hidróxidos ou carbonatos. O espectrofotômetro foi calibrado para a leitura das amostras, através de uma curva de calibração de oito pontos, com concentração crescente de nitrato. O r^2 da equação de 1° grau gerada com os valores da absorbância dos pontos da curva foi de 0,9993. Após a leitura das amostras em comprimento de onda 220 nm, foi realizada a leitura em comprimento de onda de 275 nm para determinação da interferência ocasionada pela matéria orgânica.

O nitrogênio e o fósforo total presente no escoamento superficial foi determinado por digestão total pelo método Semi-Micro-Kjeldahl (APHA et al., 1995). Foi retirada uma alíquota de 20 mL das amostras não filtradas após agitação das mesmas, com o objetivo de homogeneizar o sedimento decantado com o sobrenadante e adicionado 10 mL da solução digestora. As amostras foram levadas para digerir em bloco digestor até atingir a temperatura de 380°C. Depois de resfriadas foram colocadas em balões volumétricos de 50 mL, os quais foram completados com água deionizada.

O nitrogênio total foi determinado em espectrofotômetro sob comprimento de onda de 640 nm, seguindo a mesma metodologia utilizada para determinar o amônio solúvel. O espectrofotômetro foi calibrado para a leitura das amostras, através de uma curva de calibração de sete pontos, com concentração crescente de amônio. O r^2 da equação de 1° grau gerada com os valores da absorbância dos pontos da curva foi de 0,9917. Como o método Semi-Micro-Kjeldahl não inclui o nitrato, o nitrogênio total foi obtido pela soma do nitrogênio via Semi-Micro-Kjeldahl com o nitrato solúvel da água do escoamento superficial (SHARPLEY et al., 1987).

O teor de fósforo total foi determinado em espectrofotômetro sob comprimento de onda de 880 nm, seguindo a mesma metodologia utilizada para determinar o fósforo solúvel. O espectrofotômetro foi calibrado para a leitura das amostras, através de uma curva de calibração de seis pontos, com concentração crescente de fósforo. O r^2 da equação de 1° grau gerada com os valores da absorbância dos pontos da curva foi de 0,9971.

A partir da concentração total e da concentração na forma solúvel reativa do fósforo no escoamento superficial, foi determinada também a concentração deste elemento na forma particulada. Esta determinação foi realizada, subtraindo-se dos teores totais, os valores deste elemento encontrados em solução.

Os teores de cálcio e magnésio solúveis foram determinados sob comprimento de onda de 423 nm e 285 nm, respectivamente, através da absorção atômica em espectrofotômetro, sendo as leituras realizadas nas amostras de escoamento superficial filtradas após tratamento com cloreto de estrôncio.

Os teores de potássio foram determinados pelo fotômetro de emissão de chamas, sendo as leituras efetuadas diretamente da amostra. O aparelho foi calibrado com solução de potássio.

3.4. ANÁLISES ESTATÍSTICAS

A análise estatística dos dados foi feita por meio do delineamento inteiramente casualizado – DIC, com sub-parcelas, para as análises realizadas para a água do escoamento superficial e para os sedimentos. Neste caso, estavam envolvidos três fatores: dose de dejetos líquidos de suínos, dose de gesso e número de simulações consecutivas. Foram dados pesos iguais para os fatores dose de dejetos líquidos de suínos e gesso. No caso da análise dos dados do solo, não foram utilizadas sub-parcelas, visto que neste caso estavam envolvidos apenas dois fatores, a dose de dejetos líquidos de suínos e a dose de gesso, para os quais também foram dados pesos iguais.

O programa utilizado para as análises foi o software MSTATC (FREED, 1994). A partir deste programa foi feita a avaliação da homogeneidade das variâncias pelo teste de Bartlett e, quando necessário, os dados foram transformados. Em seguida foi feita a análise de variância (ANOVA) para o

Delineamento Inteiramente Casualizado com sub-parcelas. Por fim, foi realizado o Teste de Comparação de Médias, utilizando o Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Para a análise estatística dos resultados do escoamento superficial, utilizou-se o valor médio das duas coletas em cada evento, ou seja, a média da primeira coleta (primeiros 30 minutos) e da segunda coleta (últimos 30 minutos). Para a análise de sedimento, misturou-se o material referente às duas coletas de cada evento.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. PERDAS DE ÁGUA E SOLO

A perda de água apresentou a mesma tendência que a perda de solo. Este resultado concorda com aqueles encontrados por BEUTLER et al. (2003), que observaram que as perdas de água apresentavam tendências semelhantes às de solo no estudo realizado em um Latossolo Vermelho Aluminoférrico, sem aplicação de dejetos líquidos de suínos.

Conforme podemos observar na TABELA 7, as maiores perdas de água e solo ocorreram por ocasião da aplicação das maiores doses de dejetos líquidos de suínos. A perda de água e solo nas bandejas de erosão onde não foi aplicado dejetos líquidos de suínos foi inferior aos demais tratamentos, sendo 2,5 e 2,3 vezes menor, respectivamente, que a perda na dose máxima de dejetos líquidos de suínos.

TABELA 7 – PERDA DE ÁGUA (mm) E SOLO (Mg ha^{-1}) CONFORME A DOSE DE DEJETO SUÍNO ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$).

Dejeto suíno ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	Perda de água (mm)	Perda de solo (Mg ha^{-1})
0	5,83 C	0,48 C
30	10,80 B	0,89 B
60	13,87 A	1,03 A
90	14,39 A	1,09 A

Médias seguidas pela mesma letra dentro da coluna não diferem pelo Teste de Tukey a 5%.

O período de tempo transcorrido entre a aplicação do dejetos líquidos de suínos na superfície do solo e a aplicação da primeira chuva foi de 14 horas, tempo suficiente para que os compostos orgânicos sólidos constituintes do dejetos líquidos de

suínos obstruíssem os macroporos ao infiltrarem-se no mesmo, impedindo a passagem da água. Com isso ocorreu, provavelmente, a formação de um selamento superficial que favoreceu o escoamento superficial e a perda de água e solo. O selamento superficial pode também ter ocorrido pela dispersão das argilas, em função da presença de elementos dispersantes no dejetos, como por exemplo, o sódio. Além do selamento, pode ser que o dejetos líquido de suínos tenha ocasionado um efeito hidrofóbico no solo, que se manifesta de forma negativa na retenção de água, dificultando, o processo de infiltração no solo. Este efeito hidrofóbico seria o resultado da ação, no solo, de compostos orgânicos presentes no dejetos líquido de suínos (HAYNES & SWIFT, 1990). O efeito hidrofóbico do dejetos líquido de suínos alterou o comportamento da hidrologia da superfície do solo, diminuindo as condições adequadas para uma rápida infiltração da água e a obstrução parcial dos macroporos alterou a condutividade hidráulica do solo.

Os tratamentos que receberam gesso apresentaram perdas de solo e água superiores àqueles sem aplicação do gesso (GRÁFICOS 1 e 2). O gesso levou a uma maior perda de água e solo, cerca de 35% maior nos dois casos. Essa maior perda de água e solo com a aplicação de gesso foi devida provavelmente à obstrução dos poros pelo gesso. Este resultado contraria o obtido por FAVARETTO (2002), que observou que a aplicação de gesso na superfície do solo causou uma redução na quantidade de solo perdida por escoamento superficial. MILLER et al. (1987) também observaram que com a aplicação de gesso a infiltração média e acumulada foi maior, sendo que as perdas de solo diminuíram de 30 a 50%. Estes autores ainda justificam que a redução do selamento e do transporte de sedimentos ocorreu porque o gesso manteve um nível eletrolítico suficientemente alto para manter as argilas floculadas.

Uma possível justificativa para o efeito negativo do gesso sobre a perda de solo e água, resultado não esperado mas observado no nosso experimento, seria que o efeito negativo da obstrução dos poros foi superior ao efeito positivo da floculação das argilas, considerando ser este um latossolo de textura argilosa e alto teor de matéria orgânica.

A interação dose de gesso e evento de chuva demonstrou que as perdas de água ocorridas por ocasião da terceira chuva e as perdas de solo por ocasião da segunda e terceira chuvas foram superiores às demais, e que com a aplicação de

gesso os valores de perda foram maiores. Nos tratamentos onde o gesso foi aplicado não houve diferenças entre as quantidades de solo perdidas, já quando houve aplicação de gesso, este fez com que a influência das chuvas consecutivas desaparecesse (TABELA 8).

TABELA 8 – PERDA DE ÁGUA (mm) E SOLO (Mg ha^{-1}) CONFORME O EVENTO DE CHUVA E A DOSE DE GESSO (Mg ha^{-1}).

Evento	Perda de água (mm)		Perda de solo (Mg ha^{-1})	
	0 Mg ha^{-1} de gesso	5 Mg ha^{-1} de gesso	0 Mg ha^{-1} de gesso	5 Mg ha^{-1} de gesso
1	7,36 C (b)	11,27 C (a)	1,06 B (a)	0,98 A (a)
2	9,95 B (b)	13,06 B (a)	0,83 A (b)	1,02 A (a)
3	11,45 A (b)	14,38 A (a)	0,86 A (b)	1,00 A (a)

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula dentro da coluna e pela mesma letra minúscula dentro da linha em cada variável não diferem pelo Teste de Tukey a 5%.

Em curto prazo o gesso elevou as perdas de água (GRÁFICO 1) e solo (GRÁFICO 2), ou seja, não apresentou ação floculante como era o esperado. ROTH et al. (1986) observaram que o gesso fez com que ocorresse um aumento na infiltração de água em virtude de melhorar a agregação das partículas coloidais do solo, a qual, segundo eles, se trata de um efeito indireto, resultante do aumento da atividade biológica do solo pelo gesso, a qual ocorre a longo prazo. Desta forma, o gesso provavelmente não melhorou a infiltrabilidade de água pelo curto espaço de tempo entre sua aplicação e a coleta do escoamento, o que não permitiu que houvesse uma melhora na agregação do solo, a qual possui uma correlação positiva com a infiltração de água.

GRÁFICO 1 – PERDA DE ÁGUA (mm) EM FUNÇÃO DA APLICAÇÃO DE GESSO (Mg ha^{-1}) E O TEMPO DE CHUVA (minutos).

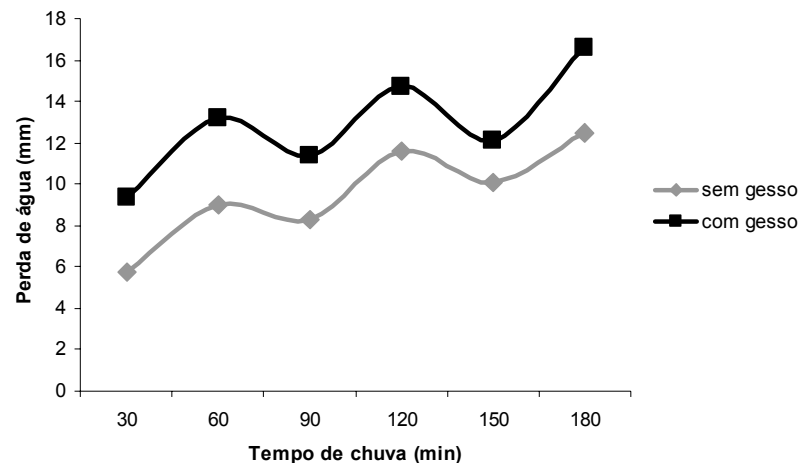
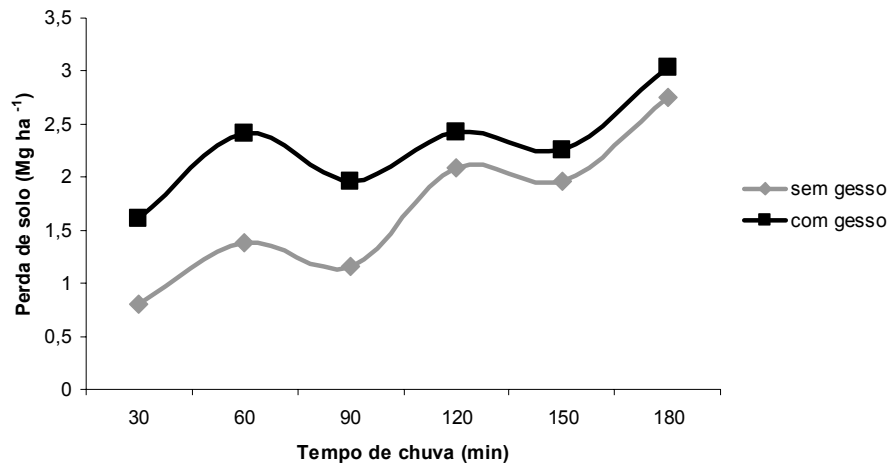


GRÁFICO 2 – PERDA DE SOLO (Mg ha^{-1}) EM FUNÇÃO DA APLICAÇÃO DE GESSO (Mg ha^{-1}) E O TEMPO DE CHUVA (minutos).



Com relação à seqüência de chuvas, observou-se que a perda de água foi superior na terceira chuva e a perda de solo foi superior na segunda e terceira chuvas (TABELA 9). Esses resultados podem ser explicados pela umidade do solo, que na primeira chuva se encontrava seco, com grande capacidade de absorver água, e a cada chuva que passava, o solo ficava mais saturado favorecendo o escoamento superficial, que obteve energia suficiente para transportar as partículas desagregadas. Devido ao impacto das gotas, ocorreu ainda o selamento superficial. Estes fatores juntos fizeram com que uma grande quantidade de água fosse perdida e uma maior quantidade de solo fosse carregada à medida que as chuvas se sucediam.

TABELA 9 – PERDA DE ÁGUA (mm) E SOLO (Mg ha^{-1}) CONFORME O EVENTO DE CHUVA.

Evento	Perda de água (mm)	Perda de solo (Mg ha^{-1})
1	9,32 B	0,78 B
2	11,51 AB	0,91 A
3	12,84 A	0,94 A

Médias seguidas pela mesma letra dentro da coluna não diferem pelo Teste de Tukey a 5%.

Na região onde o solo utilizado neste experimento foi coletado, o dejetos líquido de suínos, na sua grande maioria, é distribuído na superfície do solo, sem incorporação. Considerando a magnitude das perdas de água e solo, os danos ambientais podem ser expressivos em extensas áreas com rampas muito longas ou inclinadas e sem sistema de manejo que minimizem esse impacto, como os terraços.

4.2. CONCENTRAÇÃO E PERDA DE NUTRIENTES

4.2.1. Nitrogênio

Houve uma interação entre a aplicação de dejetos líquidos de suínos e gesso, sendo que com a aplicação de dejetos o teor de N-NH₄ no escoamento superficial foi maior. Sem a aplicação de gesso, a concentração de N-NH₄ foi superior por ocasião da maior dose de dejetos suínos (TABELA 10).

Os resultados encontrados neste trabalho concordam com os do trabalho de CERETTA et al. (2005), onde as concentrações de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, bem como a predominância de N-NH₄ ou N-NO₃, estão diretamente relacionados à quantidade de dejetos líquidos de suínos aplicada.

Quando foi feita a aplicação de dejetos e gesso, este reduziu o teor de N-NH₄ na água do escoamento superficial, não deixando ocorrer diferenças estatisticamente significativas com a aplicação de diferentes doses de dejetos líquidos de suínos (TABELA 10).

TABELA 10 – CONCENTRAÇÃO DE N-NH₄ (mg L⁻¹) CONFORME A DOSE DE DEJETO SUÍNO (m³ ha⁻¹) E GESSO (Mg ha⁻¹).

Dejetos suínos (m ³ ha ⁻¹)	0 Mg ha ⁻¹ de gesso	5 Mg ha ⁻¹ de gesso
0	0,17 C (a)	0,01 A (b)
30	1,37 B (a)	0,01 A (b)
60	1,41 B (a)	0,03 A (b)
90	2,21 A (a)	0,03 A (b)

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula dentro da coluna e pela mesma letra minúscula dentro da linha não diferem pelo Teste de Tukey a 5%.

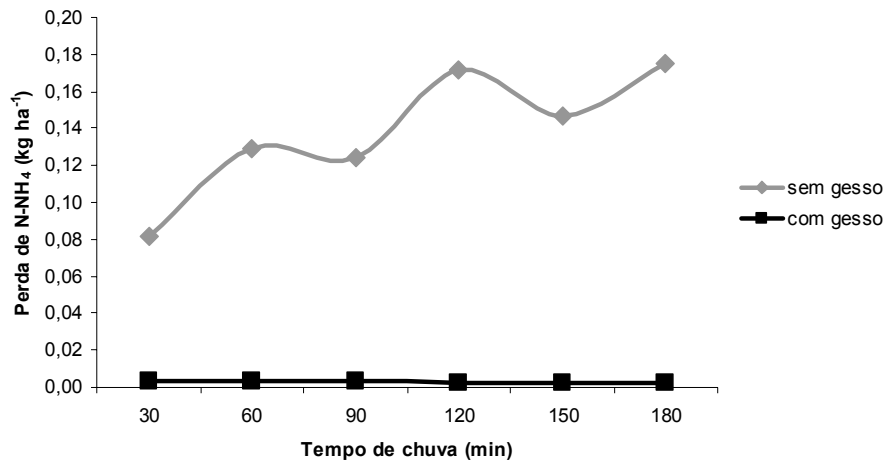
As perdas de N-NH₄ e N-NO₃ com aplicação de gesso também foram bastante reduzidas, como pode ser observado na TABELA 11 e no GRÁFICO 3.

TABELA 11 - PERDAS PERCENTUAIS DE N-NH₄ E N-NO₃ (kg ha⁻¹) EM RELAÇÃO AO N APLICADO NAS FORMAS SOLÚVEL E TOTAL, DE ACORDO COM AS DOSES DE DEJETO SUÍNO (m³ ha⁻¹) E GESSO (Mg ha⁻¹).

Dejetos suínos (m ³ ha ⁻¹)	Gesso (m ³ ha ⁻¹)	Aplicado		Solúvel (kg ha ⁻¹)				Total (kg ha ⁻¹)		
		N-NO ₃	N-NH ₄	N-NO ₃	N-NH ₄	% Perda		Aplicado N	Perdido N	% Perda N ⁽¹⁾
0	0	55,20	67,12	9,05	0,93	16,39	1,39	122,60	17,28	14,09
30		55,70	69,96	15,87	12,82	28,49	18,33	136,05	30,52	22,43
60		56,12	72,79	20,95	16,60	37,33	22,81	149,70	41,52	27,74
90		56,55	75,62	21,07	24,85	37,26	32,86	163,34	44,81	27,43
0	5	55,20	67,12	8,61	0,06	15,60	0,09	122,60	13,95	11,38
30		55,70	69,96	16,77	0,23	30,11	0,33	136,05	35,68	26,23
60		56,12	72,79	23,31	0,33	41,53	0,45	149,70	44,85	29,96
90		56,55	75,62	24,56	0,43	43,43	0,57	163,34	51,68	31,64

⁽¹⁾ N perdido nas formas de N-NH₄ + N-NO₃ em relação ao N total.

GRÁFICO 3 – PERDAS DE N-NH₄ (kg ha⁻¹) EM FUNÇÃO DA APLICAÇÃO DE GESSO (Mg ha⁻¹) E O TEMPO DE CHUVA (minutos).



Com relação ao gesso, sua aplicação fez com que o teor médio de N-NH₄ na água reduzisse 60 vezes quando comparado à testemunha, ou seja, o teor médio de N-NH₄ encontrado sem a aplicação de gesso foi de 1,291 mg L⁻¹ e com a aplicação de gesso foi de 0,021 mg L⁻¹. FAVARETTO (2002) encontrou nos tratamentos com gesso uma redução de 4,7 vezes na concentração de N-NH₄ no escoamento superficial quando comparado com a testemunha, em solo siltoso. Essa redução provavelmente ocorreu pelo maior infiltração de N-NH₄ no solo em função do desolamento do amônio do complexo de cargas pelo Ca em função da adição do gesso (SHARPLEY et al., 1993; KOENING & PAN, 1996).

A seqüência de chuvas não influenciou a concentração de N-NH₄ na água do escoamento superficial. Isto indica que o dejetos suíno teve condições de prolongar o fornecimento de N-NH₄, o que leva a crer que a contaminação da água por N-NH₄ por ser potencializada em chuvas seqüenciais (BERTOL, 2005).

Apesar de este ser um experimento de laboratório e, portanto, não representa a condição real de campo, e interessante traçar um paralelo entre as concentrações observados no nosso experimento e os limites máximos permitidos pela legislação. Neste sentido observamos que a concentração de N-NH₄ do escoamento superficial esteve abaixo dos índices máximos sugeridos pelo CONAMA (BRASIL, 2005), que estabelece o valor de 3,7 mg L⁻¹ de N-NH₄ como limite para valores de pH da água menores que 7,5. Como o pH da água do escoamento superficial se manteve abaixo de 7,5, significa que não há risco potencial de contaminação por N-NH₄ ao ambiente.

Com relação a Portaria do Ministério da Saúde nº 518 de 2004 (BRASIL, 2004), o valor máximo permitido é de $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ de NH_3 na água para consumo humano. Os valores de N-NH_4 sem aplicação de gesso encontrados neste trabalho estão bem próximos deste limite, o que representa uma fonte de contaminação da água caso esta fosse utilizada para consumo humano.

Com relação ao N-NO_3 , não houve efeito significativo do dejetos líquido de suínos. No entanto, tanto o gesso como as chuvas sucessivas influenciaram a concentração de N-NO_3 no escoamento superficial. Na primeira chuva, quando não houve a aplicação de gesso, o teor de N-NO_3 foi maior que nas chuvas subsequentes. Quando o gesso foi aplicado, o teor de N-NO_3 não diferiu entre as chuvas, mas foi menor do que os teores observados sem a aplicação de gesso (TABELA 12). Estes resultados estão de acordo com os obtidos por FAVARETTO (2002), que registrou as maiores concentrações deste elemento no início das chuvas. Uma possível explicação para este resultado seria que ocorreu deslocamento do N-NO_3 nas cargas positivas pelo sulfato proveniente do gesso.

TABELA 12 – CONCENTRAÇÃO DE N-NO_3 (mg L^{-1}) CONFORME O EVENTO DE CHUVA E A DOSE DE GESSO (Mg ha^{-1}).

Evento de chuva	0 Mg ha^{-1} de gesso	5 Mg ha^{-1} de gesso
1	1,69 A (a)	1,39 A (b)
2	1,61 B (a)	1,38 A (b)
3	1,60 B (a)	1,37 A (b)

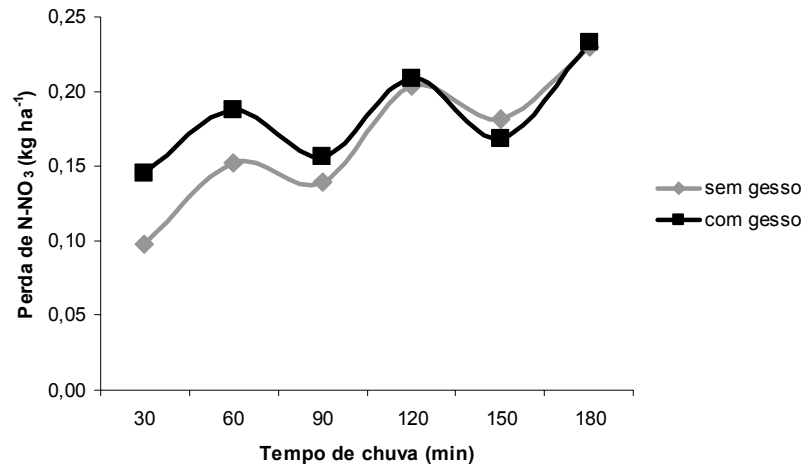
Médias seguidas pela mesma letra maiúscula dentro da coluna e pela mesma letra minúscula dentro da linha não diferem pelo Teste de Tukey a 5%.

A concentração de N-NO_3 no escoamento superficial não foi mais elevada, provavelmente, em razão da infiltração do dejetos líquido de suínos no solo durante o intervalo de tempo entre a sua aplicação e a simulação das chuvas, ocasionando a lixiviação do N-NO_3 , já que este é fracamente retido pelas partículas ativas do solo (SHARPLEY et al., 1993).

As perdas de N-NO_3 foram maiores com a aplicação de gesso nas chuvas iniciais, se igualando posteriormente às perdas sem aplicação de gesso (GRÁFICO 4). Assim, pode-se ver a concentração de um elemento nem sempre se comporta da mesma maneira que as perdas, pois as perdas estão em função da quantidade de água perdida por hectare e, neste caso, as perdas de N-NO_3 foram influenciadas pelas perdas de água inicialmente, se igualando aos tratamentos que não receberam gesso posteriormente. Provavelmente, este efeito se deva à quantidade

de gesso presente por ocasião das primeiras chuvas ser maior que nas últimas, reduzindo seu efeito sobre o N-NO₃.

GRÁFICO 4 – PERDAS DE N-NO₃ (kg ha⁻¹) EM FUNÇÃO DA APLICAÇÃO DE GESSO (Mg ha⁻¹) E O TEMPO DE CHUVA (minutos).



Com relação à comparação entre os resultados obtidos neste trabalho em laboratório e os limites da legislação, observa-se que os valores de concentração de N-NO₃ foram inferiores ao limite máximo para água de consumo humano estabelecido pelo Ministério da Saúde no Brasil (BRASIL, 2004) e também pelo CONAMA (BRASIL, 2005), que é de 10 mg L⁻¹ de N-NO₃.

O nitrogênio particulado se comportou de maneira oposta ao N-NH₄, ou seja, à medida que o gesso reduziu a quantidade de N-NH₄ perdida elevou as perdas de nitrogênio particulado (GRÁFICO 5). Assim, pode-se dizer de uma maneira geral que o gesso, apesar de reduzir grandemente a perda de nitrogênio na forma de N-NH₄, elevou as perdas de nitrogênio porque o N-NH₄ representa apenas um quinto do nitrogênio total e também porque a aplicação de gesso aumentou a quantidade de água perdida pelo escoamento. No entanto, com o passar das chuvas o teor de gesso foi se reduzindo e essa diferença acabou não permanecendo nas últimas chuvas (GRÁFICO 6).

GRÁFICO 5 – PERDAS DE N particulado (kg ha^{-1}) EM FUNÇÃO DA APLICAÇÃO DE GESSO (Mg ha^{-1}) E O TEMPO DE CHUVA (minutos).

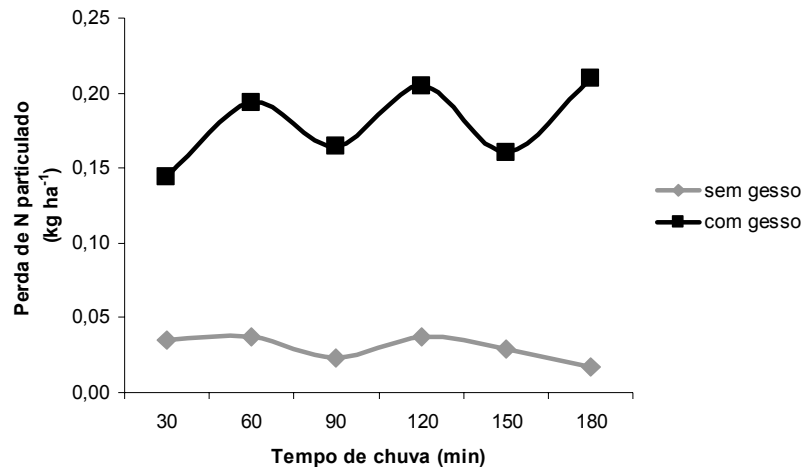
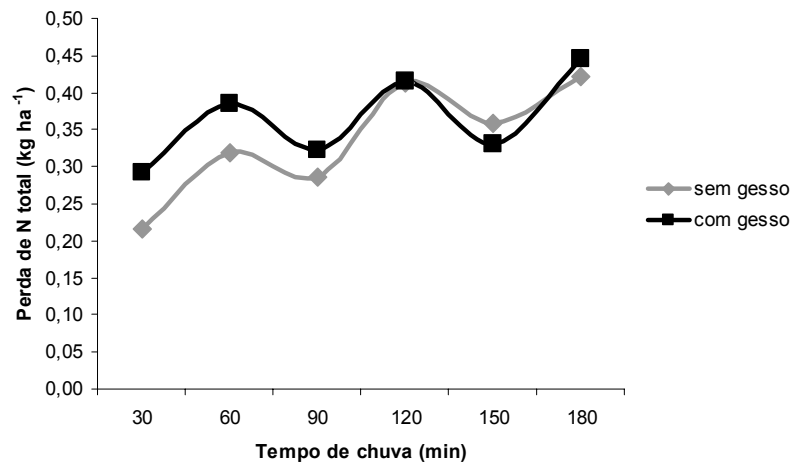


GRÁFICO 6 – PERDAS DE N total (kg ha^{-1}) EM FUNÇÃO DA APLICAÇÃO DE GESSO (Mg ha^{-1}) E O TEMPO DE CHUVA (minutos).



O nitrogênio total foi influenciado pela aplicação de gesso e também pela aplicação de dejetos líquidos de suínos e chuvas consecutivas de forma dependente. O teor de nitrogênio total foi maior nos tratamentos que não receberam gesso. O teor médio de nitrogênio total sem aplicação de gesso foi de $3,38 \text{ mg L}^{-1}$, enquanto que com a aplicação de gesso foi de $2,75 \text{ mg L}^{-1}$.

Como parte do nitrogênio total se encontra na forma de N-NH_4 , a redução de sua concentração na água do escoamento também reduz os valores da concentração do nitrogênio total. Presume-se que a aplicação de gesso favoreceu a lixiviação de N-NH_4 no solo, o que fez com que as quantidades de nitrogênio

encontradas nos sedimentos e na água do escoamento superficial fossem reduzidas.

No caso da interação dose de dejetos líquidos de suínos e chuvas consecutivas (TABELA 13), os maiores teores de nitrogênio total ocorreram quando do uso de dejetos líquidos de suínos em relação à testemunha (sem dejetos líquidos de suínos). Na segunda e terceira aplicação de chuva simulada, a diferença entre tratamentos que receberam e não receberam dejetos líquidos de suínos continua, mas a maior dose apresentou maior concentração de nitrogênio total que as outras doses. Isto sugere que a aplicação de dejetos líquidos de suínos não afeta expressivamente o teor de nitrogênio total, mas sim o tamponamento dos ciclos de chuva.

TABELA 13 - CONCENTRAÇÃO DE NITROGÊNIO TOTAL (mg L^{-1}) CONFORME O EVENTO DE CHUVA E A DOSE DE DEJETO SUÍNO ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$).

Evento de chuva	Dejeto suíno ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)			
	0	30	60	90
1	3,05 A (b)	3,29 A (a)	3,35 A (a)	3,39 A (a)
2	2,57 B (c)	3,08 B (b)	3,13 B (b)	3,35 A (a)
3	2,55 B (c)	3,02 B (b)	3,06 B (b)	3,33 A (a)

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula dentro da coluna e pela mesma letra minúscula dentro da linha não diferem pelo Teste de Tukey a 5%.

CASSOL et al. (2002) e BERTOL (2005) obtiveram resultados semelhantes ao constatarem que a concentração de nutrientes no escoamento superficial foi maior por ocasião da aplicação da primeira chuva simulada, diminuindo nas demais chuvas aplicadas. Assim, quando é feita a adubação em superfície, a remoção de nitrogênio total é maior nas primeiras chuvas, em particular quando o adubo utilizado é o dejetos líquidos de suínos. No caso da maior dose de dejetos líquidos de suínos, a concentração de nitrogênio total se manteve com o passar das chuvas, demonstrando seu efeito tamponante sobre as chuvas.

No caso da aplicação da maior dosagem de dejetos líquidos de suínos, a liberação de nitrogênio total para o escoamento superficial não foi influenciada pelo número de chuvas. Neste caso, a alta dose de dejetos líquidos de suínos aplicada teve condições de prolongar o fornecimento de nitrogênio para a água. Este comportamento também pode ser explicado pelo tempo de 14 horas transcorrido entre a aplicação do dejetos líquidos de suínos e a simulação de chuvas, que possibilitou que o dejetos, por ser líquido, penetrasse no solo ficando menos sujeito à

remoção e transporte, permitindo, desta forma, que o nitrogênio fosse liberado de forma gradual.

A porcentagem de perdas de N-NH₄, N-NO₃ e nitrogênio em relação ao aplicado elevaram-se com o aumento da dose de dejetos líquidos de suínos aplicada (TABELA 11). A perda de N-NH₄ foi cerca de oito e 30 vezes maior quando aplicada a maior dose de dejetos líquidos de suínos em relação aos tratamentos que não receberam dejetos, para as doses de 5 e 0 Mg ha⁻¹ de gesso, respectivamente. O gesso, portanto, apresentou uma grande capacidade de reduzir a proporção de perdas de N-NH₄ em relação às doses de dejetos líquidos de suínos aplicadas, pelo desolamento do amônio do complexo de cargas pelo cálcio como já discutido anteriormente.

As perdas de nitrogênio total no decorrer da chuva com e sem aplicação de gesso se comportaram da forma similar ao descrito para o N-NO₃, o gesso não proporcionou redução nas perdas como ocorreu com o N-NH₄, as quais foram maiores com a aplicação de gesso nas chuvas iniciais, se igualando posteriormente às perdas sem aplicação de gesso (GRÁFICO 6). Esse comportamento similar do nitrogênio total com o N-NO₃ ocorreu porque a maior parte do nitrogênio está na forma de N-NO₃. Em média, o N-NO₃ representou 50% do nitrogênio total, enquanto que o N-NH₄ correspondeu a apenas 21%. O nitrogênio particulado representou em média 29% do nitrogênio total.

4.2.2. Fósforo

O fósforo total é o somatório do fósforo solúvel e do fósforo particulado. Neste experimento foi feita a determinação do fósforo total e do fósforo solúvel, sendo o fósforo particulado determinado por diferença.

A aplicação de dejetos líquidos de suínos influenciou nos teores de fósforo solúvel no escoamento superficial somente na maior dose. A concentração de fósforo solúvel, quando foi aplicada a dose máxima de dejetos líquidos de suínos, foi 16 vezes maior do que sem a aplicação do dejetos (TABELA 14). Resultado semelhante foi encontrado por BERTOL (2005), que obteve os maiores teores de fósforo solúvel por ocasião das maiores doses de dejetos líquidos de suínos em Latossolo Vermelho Eutroférico. Tal comportamento pode ser explicado pela

permanência do dejetos na superfície do solo, o qual proporcionou a liberação de fósforo solúvel para o escoamento superficial.

TABELA 14 – CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO SOLÚVEL E TOTAL (mg L^{-1}) CONFORME A DOSE DE DEJETO SUÍNO ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$).

Dejeto suíno ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	P solúvel (mg L^{-1})	P total (mg L^{-1})
0	0,022 B	0,326 D
30	0,066 B	0,486 C
60	0,091 B	0,718 B
90	0,367 A	1,180 A

Médias seguidas pela mesma letra dentro da coluna não diferem pelo Teste de Tukey a 5%.

Os tratamentos dose de gesso e chuvas consecutivas influenciaram os teores de fósforo de forma dependente. A concentração de fósforo solúvel nas primeiras chuvas foi superior tanto nos tratamentos em que foram aplicados gesso como naqueles onde o gesso não foi aplicado (TABELA 15).

TABELA 15 – CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO SOLÚVEL, PARTICULADO E TOTAL (mg L^{-1}) CONFORME O EVENTO DE CHUVA E A DOSE DE GESSO (Mg ha^{-1}).

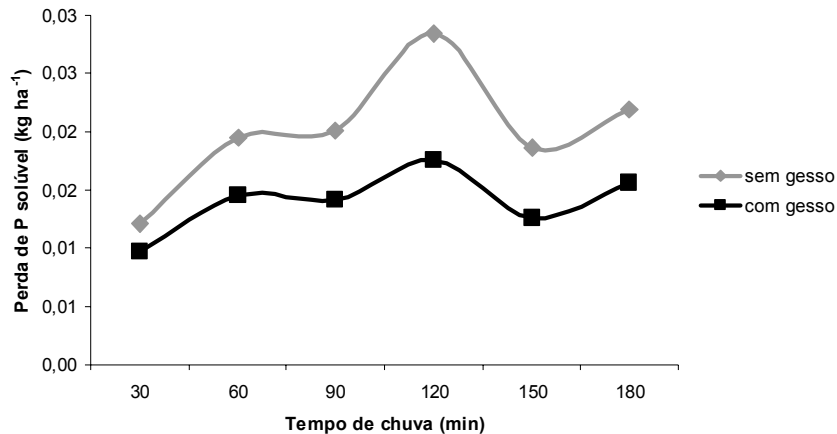
Evento de chuva	Gesso (Mg ha^{-1})					
	P solúvel		P particulado		P total	
	0	5	0	5	0	5
1	0,198 A (a)	0,095 A (b)	0,564 A (b)	1,064 A (a)	0,457 A (b)	0,972 A (a)
2	0,197 A (a)	0,092 A (b)	0,501 B (b)	0,839 B (a)	0,303 B (b)	0,744 B (a)
3	0,154 B (a)	0,084 B (b)	0,441 C (b)	0,695 C (a)	0,297 B (b)	0,611 C (a)

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula dentro da coluna e pela mesma letra minúscula dentro da linha não diferem pelo Teste de Tukey a 5%.

A aplicação de gesso resultou em média numa concentração de $0,09 \text{ mg L}^{-1}$ de fósforo solúvel, enquanto que quando o gesso não foi aplicado, esta concentração foi de $0,18 \text{ mg L}^{-1}$, aproximadamente duas vezes maior. Os mesmos resultados foram encontrados por STOUT et al. (1999), que observaram que o gesso reduziu o enriquecimento do escoamento superficial por fósforo pela sua precipitação. FAVARETTO (2002) também observou que o gesso reduziu significativamente a concentração e a perda do fósforo solúvel, sendo que a aplicação de gesso na dose de 5 Mg ha^{-1} reduziu 5,8 e 6,8 vezes a concentração e as perdas de fósforo solúvel, respectivamente, em seu experimento. A aplicação do gesso provavelmente reduziu a concentração de fósforo solúvel pela conversão do fósforo prontamente disponível a compostos P-Ca menos solúveis em água. Como o pH médio do escoamento foi, em média, de 6,8, a formação de compostos P-Ca pode ter ocorrido em quantidades suficientes para reduzir a concentração de fósforo solúvel.

Com relação às perdas de fósforo solúvel, observa-se que da mesma maneira como ocorreu com as concentrações, as perdas foram visivelmente reduzidas com a aplicação de gesso (GRÁFICO 7).

GRÁFICO 7 – PERDAS DE P solúvel (kg ha^{-1}) EM FUNÇÃO DA APLICAÇÃO DE GESSO (Mg ha^{-1}) E O TEMPO DE CHUVA (minutos).



O fósforo na forma particulada seguiu a mesma tendência que as perdas de solo em relação à aplicação de dejetos líquidos de suínos e gesso. Constatou-se que houve uma interação significativa entre os fatores dose de dejetos líquidos de suínos e dose de gesso bem como entre os fatores dose de gesso e chuvas consecutivas.

Na interação dejetos líquidos de suínos e gesso observou-se que a concentração de fósforo particulado com a aplicação da dose máxima de dejetos foi superior, e sua concentração foi cerca de duas vezes maior do que sem a aplicação de dejetos líquidos de suínos quando não houve aplicação de gesso, e cerca de três vezes maior do que sem a aplicação de dejetos líquidos de suínos quando o gesso foi aplicado (TABELA 16). Estes resultados concordam com os obtidos por BERTOL (2005), que obteve as maiores concentrações de fósforo particulado com aplicação das maiores doses de dejetos líquidos de suínos.

TABELA 16 – CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO PARTICULADO (mg L^{-1}) CONFORME A DOSE DE DEJETO SUÍNO ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) E GESSO (Mg ha^{-1}).

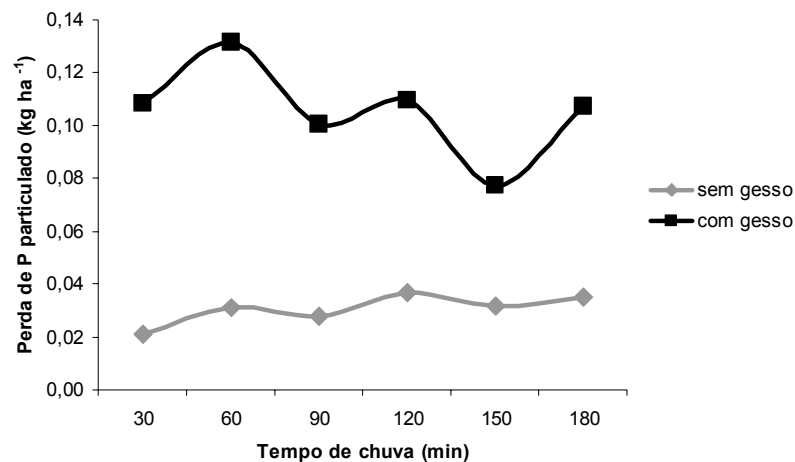
Dejeto suíno ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	0 Mg ha^{-1} de gesso	5 Mg ha^{-1} de gesso
0	0,206 C (b)	0,413 D (a)
30	0,234 C (b)	0,633 C (a)
60	0,350 B (b)	0,904 B (a)
90	0,472 A (b)	1,154 A (a)

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula dentro da coluna e pela mesma letra minúscula dentro da linha não diferem pelo Teste de Tukey a 5%.

A justificativa deste resultado pode estar no fato de que quanto maior a dose de dejetos líquidos de suínos aplicada, maior a perda de solo e maior a quantidade de dejetos que permanece na superfície do solo, propiciando as maiores perdas deste material para o escoamento superficial.

No caso da interação evento de chuva e dose de gesso, este fez com que os valores da concentração de fósforo particulado fossem superiores nas coletas realizadas na primeira chuva e cerca de duas vezes maior em comparação com o tratamento que não recebeu gesso (TABELA 15). As perdas de fósforo particulado, da mesma maneira como sua concentração, também foram maiores com a aplicação de gesso (GRÁFICO 8). Assim, o gesso elevou as concentrações e perdas de fósforo particulado, independente da dose de dejetos suínos ou do evento de chuva. Este resultado possivelmente possa estar ligado às perdas de água, elevadas pela aplicação de gesso. Como o gesso fez aumentar a quantidade de água e, conseqüentemente, a de solo, sendo na forma de argilas em sua maioria, estas podem estar reagindo com o fósforo de forma a elevar suas perdas.

GRÁFICO 8 – PERDAS DE P particulado (kg ha^{-1}) EM FUNÇÃO DA APLICAÇÃO DE GESSO (Mg ha^{-1}) E O TEMPO DE CHUVA (minutos).



A aplicação de diferentes doses de dejetos líquidos de suínos influenciou de forma significativa os teores de fósforo total no escoamento superficial. A concentração de fósforo total no escoamento foi superior quando se aplicou a maior dose de dejetos líquidos de suínos, sendo esta cerca de três vezes maior em relação ao tratamento que não recebeu dejetos (TABELA 14). Este resultado pode ser

justificado pela permanência do dejetos líquido de suínos na superfície do solo e pela maior solubilidade do fósforo contido no dejetos do que no solo nativo.

Tanto nos tratamentos em que o gesso foi aplicado como nos tratamentos que não receberam gesso, a maior concentração de fósforo total foi encontrada por ocasião da primeira chuva (TABELA 15). Este resultado também pode ser justificado pela permanência do dejetos suíno na superfície do solo, o que fez com que a água da primeira chuva carregasse a maior quantidade de fósforo que estava na superfície do solo, tanto na forma solúvel quanto na forma particulada.

Em termos de comparação, a maior perda de fósforo ocorre em solos argilosos quando comparados a solos de textura siltosa ou arenosa. Isto se deve à maior quantidade de partículas de argila que são carregadas via escoamento superficial. Considerando que as argilas são mais ativas, conseguem reter teores mais elevados de fósforo que, desta maneira, acaba sendo transportado em maior quantidade (ANDRASKI & BUNDY, 2003).

A importância ambiental das perdas de fósforo total por escoamento superficial fica evidente ao ser estabelecida uma relação entre os valores limites de concentração de fósforo total nas águas com os valores das concentrações de fósforo total presentes no escoamento superficial dos diversos tratamentos, apesar de se tratar de um experimento de laboratório. No Brasil, a Resolução do CONAMA estabelece como limites críticos para causar eutrofização em águas doces da Classe 1 de ambientes lêntico e ambiente lótico, os teores de $0,02 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ respectivamente (BRASIL, 2005).

As maiores e as menores concentrações de fósforo total, em relação a todos os valores determinados no experimento, no escoamento superficial foram, respectivamente, 105 e 10 vezes maiores do que o valor crítico para eutrofizar as águas de ambientes lênticos, e 21 e 2 vezes maiores para eutrofizar as águas de ambientes lóticos, respectivamente.

As perdas percentuais de fósforo na forma solúvel e total, em relação ao aplicado, se comportaram da mesma forma que o N-NH_4 e N-NO_3 , aumentando com o aumento da dose de dejetos suíno aplicada (TABELA 17). A dose máxima de dejetos líquido de suínos elevou as perdas de fósforo solúvel 42 e 26 vezes para as doses de 0 e 5 Mg ha^{-1} de gesso, respectivamente, em relação aos tratamentos que não receberam dejetos. O aumento com relação às perdas foi proporcionalmente menor

com a aplicação de gesso. No caso do fósforo total, a maior dose de dejetos líquidos de suínos provocou perdas cerca de quatro vezes maior em relação aos tratamentos que não receberam dejetos.

TABELA 17 - PERDAS DE P (kg ha^{-1}) EM RELAÇÃO AO P APLICADO NA FORMA SOLÚVEL E TOTAL, DE ACORDO COM AS DOSES DE DEJETO SUÍNO ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) E GESSO (Mg ha^{-1}).

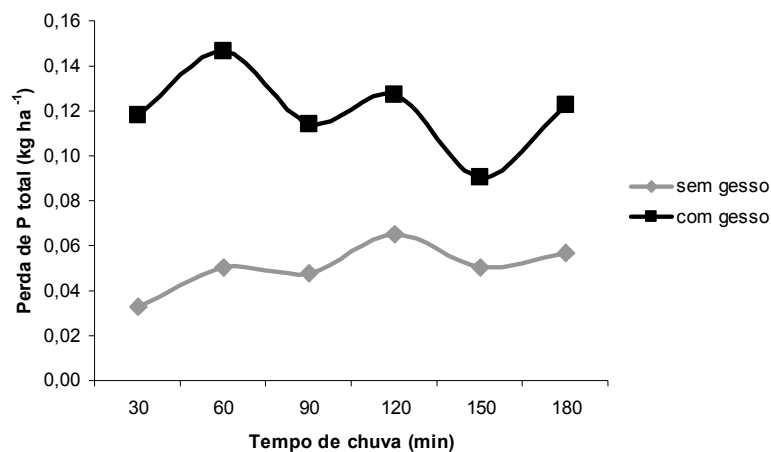
Dejeto suíno ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	Gesso (Mg ha^{-1})	$\text{P}_{\text{Solúvel}}$ (kg ha^{-1})			P_{Total} (kg ha^{-1})			$\text{P}_{\text{Particulado}}$ (kg ha^{-1})	
		Aplicado	Perdido	% Perda	Aplicado	Perdido	% Perda	Perdido	% Perda ⁽¹⁾
0		25,60	0,01	0,05	26,41	0,14	0,52	0,01	0,04
30	0	26,45	0,09	0,34	34,13	0,33	0,97	0,02	0,06
60		27,23	0,11	0,41	42,60	0,43	1,01	0,03	0,07
90		28,01	0,59	2,11	51,07	1,12	2,19	0,05	0,10
0		25,60	0,01	0,05	26,41	0,27	1,03	0,02	0,08
30	5	26,45	0,07	0,28	34,13	1,07	3,13	0,09	0,26
60		27,23	0,10	0,36	42,60	1,16	2,72	0,10	0,23
90		28,01	0,37	1,33	51,07	2,30	4,49	0,19	0,37

⁽¹⁾ A porcentagem de perda do fósforo particulado foi calculada em relação à quantidade de fósforo total aplicada.

As perdas de fósforo total foram similares às perdas de fósforo particulado, ou seja, maiores quando houve aplicação de gesso (GRÁFICO 9). Este resultado confirma que o fósforo total se comporta de maneira similar ao fósforo particulado, o que significa que a maior parte do fósforo se encontra na forma particulada.

Neste experimento, os teores de fósforo particulado e solúvel foram, em média, de 80 e 20%, respectivamente, o que está de acordo com os resultados encontrados. De acordo com SHARPLEY et al. (1994), as perdas de fósforo por escoamento superficial geralmente são menores que 5% do fósforo aplicado, o que concorda com os resultados aqui encontrados.

GRÁFICO 9 – PERDAS DE P total (kg ha^{-1}) EM FUNÇÃO DA APLICAÇÃO DE GESSO (Mg ha^{-1}) E O TEMPO DE CHUVA (minutos).



4.2.3 Cálcio, magnésio e potássio

O fator gesso influenciou grandemente o teor de cálcio no escoamento superficial. A concentração de cálcio foi em média 20 vezes maior nos tratamentos que receberam gesso em comparação com aqueles que não receberam. O teor médio de cálcio sem aplicação de gesso foi de $2,59 \text{ mg L}^{-1}$ e com aplicação de gesso o teor foi de $60,13 \text{ mg L}^{-1}$.

O gesso, ou seja, o sulfato de cálcio foi aplicado na superfície do solo momentos antes das simulações. Com isso, a água da chuva dissolveu o gesso e com isso houve a liberação do cálcio para o escoamento superficial, aumentando consideravelmente a concentração de cálcio nos tratamentos que receberam gesso em comparação com aqueles que não receberam.

A seqüência de chuvas também influenciou na concentração de cálcio. A concentração de cálcio foi superior no primeiro evento de chuva. Observou-se que a concentração de cálcio foi a metade na segunda chuva em relação à primeira. Da mesma forma, a concentração de cálcio foi a metade na terceira chuva em relação à segunda (TABELA 18).

TABELA 18 – CONCENTRAÇÃO DE CÁLCIO (mg L^{-1}) CONFORME O EVENTO DE CHUVA.

Evento de chuva	Cálcio (mg L^{-1})
1	55,19 A
2	25,95 B
3	12,94 C

Médias seguidas pela mesma letra dentro da coluna não diferem pelo Teste de Tukey a 5%.

Assim, a cada chuva simulada, a concentração de cálcio se reduzia à metade, pois o gesso aplicado superficialmente se dissolvia e uma parte era lixiviado ou transportado com o escoamento superficial. Assim, a cada chuva que passava restava uma menor quantidade de gesso na superfície do solo e, portanto, a cada chuva a concentração de cálcio perdida para a água do escoamento superficial diminuía. Este mesmo resultado pode ser observado para as perdas de cálcio que diminuiriam visivelmente com o passar do tempo.

Nenhum dos tratamentos influenciou nos teores de magnésio na água do escoamento superficial. Este resultado pode ser justificado pelo fato de que o solo analisado não recebeu nenhum tipo de tratamento que contivesse altos teores de magnésio e, desta forma, sua concentração se manteve similar em todos os

tratamentos. No entanto, as perdas de magnésio se diferenciaram em relação a aplicação de gesso, sendo maiores quando este foi aplicado.

Em relação ao potássio, a perda percentual em relação ao aplicado na forma solúvel teve o mesmo comportamento que o nitrogênio e o fósforo, aumentando com a dose de dejetos líquidos de suínos (TABELA 19).

A perda de potássio na forma solúvel foi cerca de 2 vezes maior para a dose máxima de dejetos em relação a dose de 0 m³ ha⁻¹, tanto para os tratamentos que receberam gesso como para aqueles que não receberam.

TABELA 19 - PERDAS PERCENTUAIS DE K (kg ha⁻¹) EM RELAÇÃO AO K APLICADO NA FORMA SOLÚVEL DE ACORDO COM AS DOSES DE DEJETO SUÍNO (m³ ha⁻¹) E GESSO (Mg ha⁻¹).

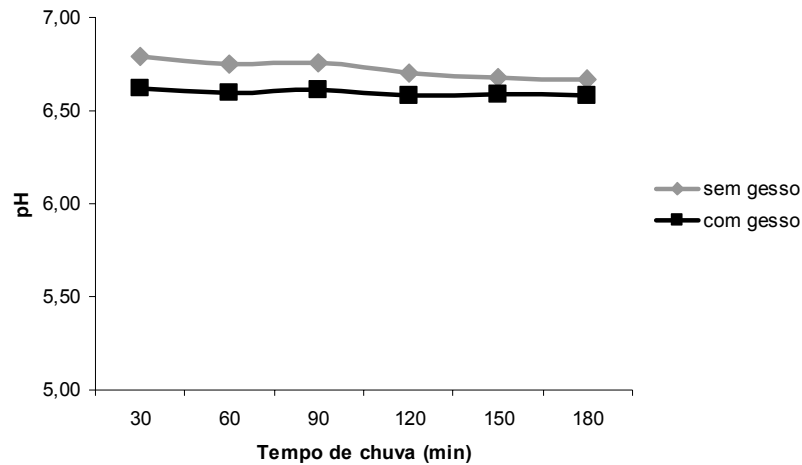
Dejeto suíno (m ³ ha ⁻¹)	Gesso (Mg ha ⁻¹)	Aplicado	Solúvel (kg ha ⁻¹)	
			Perdido	% Perda
0	0	49,30	1,40	2,84
30		68,93	5,50	7,98
60		88,50	5,90	6,67
90		108,70	6,90	6,38
0	5	49,30	2,20	4,46
30		68,93	6,50	9,43
60		88,50	7,00	7,91
90		108,70	9,20	8,51

4.3. DETERMINAÇÃO DE OUTROS PARÂMETROS

4.3.1. pH, condutividade elétrica e transmitância

Os tratamentos não tiveram influência significativa sobre o pH da água do escoamento superficial. Nem a aplicação de diferentes doses de dejetos líquidos de suínos ou de gesso conseguiu fazer com que o pH das amostras fosse modificado significativamente (GRÁFICO 10). A condutividade elétrica das amostras de escoamento superficial foi influenciada pelas diferentes doses de dejetos líquidos de suínos aplicadas sobre a superfície do solo.

GRÁFICO 10 – pH EM FUNÇÃO DA APLICAÇÃO DE GESSO (Mg ha^{-1}) E O TEMPO DE CHUVA (minutos).



A condutividade elétrica dos tratamentos que receberam 30 e 60 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos foi similar entre si e superior a daqueles tratamentos que não receberam nenhuma dose do dejetos. A maior dosagem de dejetos líquidos de suínos aplicada foi superior aos outros tratamentos (TABELA 20). Os resultados refletem as concentrações de vários íons no dejetos. A presença de sódio no dejetos líquidos de suínos, em decorrência do tipo de ração fornecida aos animais conter NaCl, pode também ter contribuído significativamente para este resultado (BERTOL, 2005).

TABELA 20 – CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (dS m^{-1}) E TRANSMITÂNCIA (%) CONFORME A DOSE DE DEJETO SUÍNO ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$).

Dejetos suíno ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	Condutividade elétrica (dS m^{-1})	Transmitância (%)
0	0,86 C	49 A
30	1,03 B	27 B
60	1,07 B	22 C
90	1,20 A	21 C

Médias seguidas pela mesma letra dentro da coluna não diferem pelo Teste de Tukey a 5%.

Houve interação entre os fatores dose de gesso e chuvas consecutivas, os quais influenciaram de forma significativa a condutividade elétrica (TABELA 21). A primeira chuva foi superior às demais no que se refere à condutividade, o que concorda com COSTA et al. (2001), que observaram que com relação à seqüência de chuvas, os maiores valores de condutividade elétrica ocorrem na primeira chuva, sendo que os valores de condutividade elétrica são proporcionais à concentração dos vários íons em solução. Neste trabalho, estes resultados podem ser devido à permanência do dejetos líquidos de suínos sobre a superfície do solo que, com o

passar das chuvas, foi diminuindo devido à dissolução e transporte do dejetos, e ocorrendo uma redução da condutividade das amostras coletadas na segunda e terceira chuvas.

TABELA 21 - CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (dS m^{-1}) E TRANSMITÂNCIA (%) CONFORME O EVENTO DE CHUVA E A DOSE DE GESSO (Mg ha^{-1}).

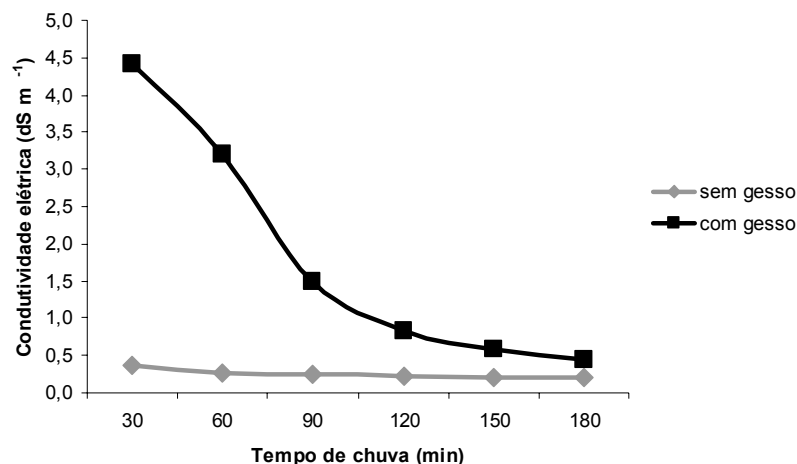
Evento de chuva	Condutividade		Transmitância	
	0 Mg ha^{-1} de gesso	5 Mg ha^{-1} de gesso	0 Mg ha^{-1} de gesso	5 Mg ha^{-1} de gesso
1	0,32 A (b)	3,80 A (a)	41 A (a)	14 B (b)
2	0,23 B (b)	1,17 B (a)	37 A (a)	30 A (a)
3	0,20 C (b)	0,52 C (a)	33 A (a)	33 A (a)

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula dentro da coluna e pela mesma letra minúscula dentro da linha não diferem pelo Teste de Tukey a 5%.

O gesso aumentou cerca de 10 vezes a condutividade elétrica da primeira chuva que recebeu gesso em comparação com a primeira chuva do tratamento que não recebeu gesso. Este resultado se deve à presença de grande quantidade de íons como o cálcio, por exemplo, provenientes da dissolução do gesso. Quanto maior a quantidade de íons na solução maior será a condutividade (ERNANI, 1986), foi este o efeito observado pela aplicação do gesso.

Após a primeira chuva, a condutividade continuou maior nos tratamentos que receberam gesso em relação àqueles que não receberam, mas em proporções menores. Isto ocorreu porque na primeira chuva havia uma maior concentração de gesso na superfície do solo, sendo que esta concentração se reduzia com o passar das chuvas pela dissolução e transporte do gesso pela água (GRÁFICO 11).

GRÁFICO 11 – CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (dS m^{-1}) EM FUNÇÃO DA APLICAÇÃO DE GESSO (Mg ha^{-1}) E O TEMPO DE CHUVA (minutos).



MILLER et al. (1987) constataram que altas concentrações eletrolíticas provocam a floculação das argilas. Neste trabalho, apesar da alta condutividade encontrada na água do escoamento por ocasião da aplicação do gesso, o efeito positivo da floculação das argilas foi inferior ao efeito negativo da obstrução física dos poros pelo próprio gesso, aumentando com isso a perda de água e sedimento nos tratamentos com adição superficial de gesso, conforme discutido no item 2.3.4.

A aplicação de diferentes doses de dejetos líquidos de suínos gerou resultados significativos na transmitância, sendo que a aplicação de $0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ foi superior aos outros tratamentos. A maior dose de dejetos líquidos de suínos aplicada proporcionou um valor de transmitância cerca de duas vezes menor que nas coletas realizadas nos tratamentos onde o dejetos não foi aplicado (TABELA 20). Isto indica que o dejetos líquidos de suínos provocou uma maior turbidez, a qual pode ser em função da coloração de algumas substâncias orgânicas solúveis bem como pela maior quantidade de partículas, sejam elas argilas ou partículas provenientes do próprio dejetos, as quais estavam em suspensão nas amostras impedindo a passagem da luz.

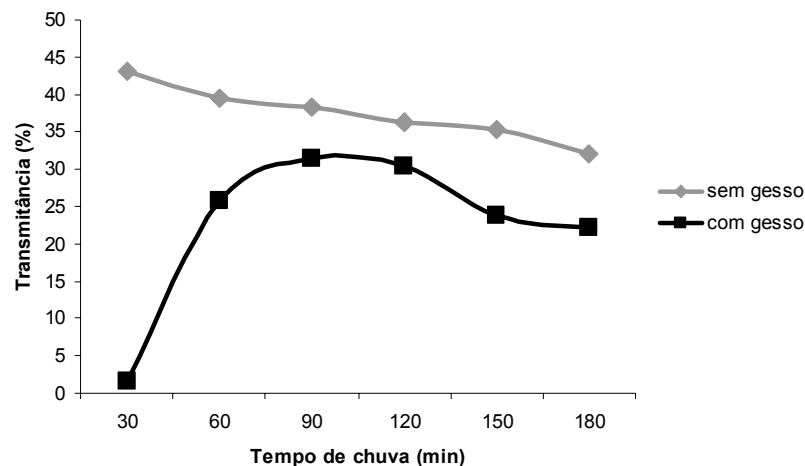
Quando o dejetos líquidos de suínos é aplicado no solo, a grande quantidade de elementos existentes em sua composição (matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, sódio, magnésio, manganês, ferro, zinco, cobre, entre outros) passa a ser retido nos microporos do solo, o que impede a passagem da água da chuva, ocorrendo o selamento superficial do solo. Com isso, o processo erosivo causado pela água da chuva é favorecido e ocorre o transporte de uma grande quantidade de partículas do solo, ou seja, passa a existir uma quantidade maior de material em suspensão no escoamento superficial que impede a passagem da luz, o que faz com que o valor da transmitância seja baixo. Portanto, quanto maior a dose de dejetos líquidos de suínos aplicada, maior será o processo de selamento superficial e, conseqüentemente, maior será a quantidade de material suspenso na água do escoamento superficial.

Os fatores dose de gesso e chuvas consecutivas também influenciaram nos resultados de transmitância (TABELA 21). O valor da transmitância, nas amostras onde o gesso não foi aplicado, não diferiu estatisticamente entre si com a aplicação de chuvas consecutivas.

Nas amostras onde houve aplicação de gesso, a transmitância foi superior na segunda e terceira chuvas. O valor da transmitância foi cerca de duas vezes menor na primeira chuva em comparação com a segunda e terceira chuvas. Este fato ocorreu devido à grande quantidade de gesso, previamente aplicada sobre a superfície do solo, que foi dissolvida e transportada por ocasião da primeira chuva.

A grande quantidade de gesso em suspensão na água do escoamento superficial da primeira chuva, reduziu bastante a passagem da luz que incidiu sobre as amostras. O mesmo já não ocorreu nas amostras coletadas na seqüência de chuvas, pois a maior parte do gesso aplicado na superfície do solo foi dissolvido e transportado já na primeira chuva. Isso permitiu que a quantidade de gesso em suspensão nas amostras coletadas na segunda e terceiras chuvas fosse menor, o que elevou o valor da transmitância destas amostras (GRÁFICO 12).

GRÁFICO 12 – TRANSMITÂNCIA (%) EM FUNÇÃO DA APLICAÇÃO DE GESSO (Mg ha^{-1}) E O TEMPO DE CHUVA (minutos).



De acordo com estes resultados, grande quantidade de gesso aplicada sobre a superfície do solo pode ser perdida via escoamento superficial, caso ocorra chuvas com altas intensidades.

Recomenda-se, portanto, que a aplicação superficial de altas doses de gesso seja realizada com o solo úmido e não anteceda chuvas torrenciais para que, desta forma, ocorra a dissolução gradual do gesso no solo. Neste trabalho foi utilizada a dosagem de 5 Mg ha^{-1} de gesso devido à referência proposta por MILLER (1987), que observou essa dosagem como sendo a de melhor resultado. No entanto, na região de Ponta Grossa, PR, próxima de onde foi feita a coleta do solo utilizado neste experimento, as dosagens de gesso aplicadas estão entre 2 e 3 Mg ha^{-1} em

sistema de semeadura direta (CAIRES,). Chuvas de pequena intensidade podem favorecer a dissolução do gesso e facilitar sua passagem para as camadas mais profundas do solo.

4.3.2. DQO

A demanda química de oxigênio (DQO) nas amostras de escoamento superficial que receberam a dose máxima de dejetos líquidos de suínos foi aproximadamente cinco vezes maior do que nas amostras que não receberam aplicação de dejetos. Houve interação entre a dose de dejetos líquidos de suínos e dose de gesso aplicadas, sendo que o tratamento que recebeu a maior dose de dejetos foi superior (TABELA 22).

TABELA 22 - DQO (mg L^{-1}) CONFORME A DOSE DE DEJETO SUÍNO ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) E GESSO (Mg ha^{-1}).

Dejeto suíno ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	0 Mg ha^{-1} de gesso	5 Mg ha^{-1} de gesso
0	32 D (b)	37 D (a)
30	60 C (b)	68 C (a)
60	111 B (b)	125 B (a)
90	177 A (a)	179 A (a)

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula dentro da coluna e pela mesma letra minúscula dentro da linha não diferem pelo Teste de Tukey a 5%.

Este resultado pode ser justificado pela capacidade do dejetos líquidos de suínos em contaminar a água do escoamento superficial com matéria orgânica. Isto evidencia, portanto, um elevado potencial de contaminação por parte do dejetos sobre a água do escoamento superficial, tanto em relação à matéria orgânica como em relação a concentração de nutrientes, proporcionando, conseqüentemente, a proliferação de algas e outras plantas aquáticas (SCHERER et al., 1996).

O valor médio da DQO foi superior quando o gesso foi aplicado, sendo que sem aplicação de gesso o valor da DQO foi de 95 mg L^{-1} e com a aplicação de gesso foi de 102 mg L^{-1} . O gesso provavelmente elevou a DQO porque elevou as perdas de água e sedimento e, com isso, aumentou a quantidade de material orgânico perdido, causando uma elevação da DQO.

A seqüência de chuvas influenciou os resultados da DQO que foi superior para o primeiro evento de chuva (TABELA 23). Este resultado pode ser justificado pela presença do dejetos suíno na superfície do solo que, com o passar das chuvas, foi diminuindo, levando à redução dos valores de DQO das amostras coletadas na

seqüência. Isto evidencia a capacidade do escoamento superficial de transportar matéria orgânica e contaminar os cursos de água ocasionando a eutrofização, principalmente com chuvas de alta intensidade.

TABELA 23 - DQO (mg L^{-1}) CONFORME O EVENTO DE CHUVA.

Evento de chuva	DQO (mg L^{-1})
1	106 A
2	98 B
3	92 C

Médias seguidas pela mesma letra dentro da coluna não diferem pelo Teste de Tukey a 5%.

De acordo com a UNESCO os valores de DQO entre 20 e 200 mg L^{-1} de O_2 são um indicativo de água contaminada por efluentes (CHAPMAN, 1996). Como as amostras de escoamento superficial de todas as simulações apresentaram valores de DQO dentro desta faixa, conclui-se que todos os tratamentos apresentaram um alto potencial de contaminação de mananciais de superfície, especialmente sob condições de chuva de alta intensidade.

4.4. ANÁLISE DO SEDIMENTO E DO SOLO

4.4.1. Nitrogênio

A seqüência de chuvas foi o único fator que influenciou significativamente a concentração de N-NH_4 e N-NO_3 extraído via água nos sedimentos. As concentrações de N-NH_4 e N-NO_3 foram superiores na segunda e terceira chuvas (TABELA 24). Isto se deve ao fato de que a quantidade de sedimentos perdida na primeira chuva foi menor do que nas chuvas consecutivas, devido à maior infiltração de água ocorrer sempre na primeira chuva, ocasião na qual o solo ainda não estava completamente saturado com água.

TABELA 24 - CONCENTRAÇÃO DE N-NH_4 E N-NO_3 (mg kg^{-1}) EXTRAÍDO VIA ÁGUA DOS SEDIMENTOS APÓS SIMULAÇÕES DE CHUVA CONFORME O EVENTO DE CHUVA.

Evento de chuva	N-NH_4 (mg kg^{-1})	N-NO_3 (mg kg^{-1})
1	17,05 B	19,50 B
2	17,73 A	23,39 A
3	17,61 A	24,46 A

Médias seguidas pela mesma letra dentro da coluna não diferem pelo Teste de Tukey a 5%.

Com relação ao teor de N-NH₄ extraído via KCl do solo a aplicação de gesso foi inferior. O teor de N-NH₄ encontrado no solo onde o gesso não havia sido colocado foi de 38,64 mg kg⁻¹, praticamente o dobro das bandejas onde o gesso foi aplicado, onde o teor foi de 17,62 mg kg⁻¹. Isto pode ser explicado pelo fato de que o gesso pode ter favorecido, provavelmente, a lixiviação de parte do N-NH₄ reduzindo sua concentração no solo.

A taxa de enriquecimento do N-NH₄, calculada por meio da concentração de N-NH₄ no sedimento pela concentração de N-NH₄ no solo, mostra que houve um enriquecimento no teor de N-NH₄ de cerca de duas vezes nos sedimentos em relação ao solo original, sem aplicação de qualquer tipo de adubação (TABELA 25).

TABELA 25 – CONCENTRAÇÃO E TAXA DE ENRIQUECIMENTO DE NITROGÊNIO, FÓSFORO, POTÁSSIO, CÁLCIO E MAGNÉSIO CONFORME A DOSE DE DEJETO SUÍNO (m³ ha⁻¹) E GESSO (Mg ha⁻¹) EM RELAÇÃO AO SOLO ORIGINAL.

Dejeto suíno (m ³ ha ⁻¹)	Gesso (Mg ha ⁻¹)	ÁGUA		Mehlich		KCl		K	Ca	Mg
		N-NH ₄	N-NO ₃	P	P	N-NH ₄	N-NO ₃			
		(mg kg ⁻¹)								
		(cmol _c kg ⁻¹)								
Concentração nos Sedimentos										
0		6,28	18,78	1,50	16,37	7,73	26,90	0,34	6,09	1,32
30	0	13,22	20,34	1,17	15,55	29,35	26,09	0,54	6,13	1,20
60		14,32	25,03	0,95	18,18	34,75	28,58	0,77	6,13	1,24
90		23,45	25,14	1,14	21,91	43,26	29,41	0,88	6,00	1,36
0		16,61	20,17	0,82	26,21	22,84	26,45	0,32	7,02	0,35
30	5	16,75	24,42	1,00	24,30	20,73	26,03	0,32	9,56	0,33
60		16,78	25,13	0,81	26,65	19,78	25,99	0,27	8,24	0,30
90		17,21	20,48	0,80	27,04	20,59	26,09	0,28	10,69	0,32
		Concentração no Solo Original								
		7,70	18,10	0,38	15,84	12,30	22,44	0,50	3,53	1,86
Taxa de Enriquecimento										
0		0,82	1,04	3,95	1,03	0,63	1,20	0,68	1,73	0,71
30	0	1,72	1,12	3,08	0,98	2,39	1,16	1,08	1,74	0,65
60		1,86	1,38	2,50	1,15	2,83	1,27	1,54	1,74	0,67
90		3,05	1,39	3,00	1,38	3,52	1,31	1,76	1,70	0,73
0		2,16	1,11	2,16	1,65	1,86	1,18	0,64	1,99	0,19
30	5	2,18	1,35	2,63	1,53	1,69	1,16	0,64	2,71	0,18
60		2,18	1,39	2,13	1,68	1,61	1,16	0,54	2,33	0,16
90		2,24	1,13	2,11	1,71	1,67	1,16	0,56	3,03	0,17
MÉDIA		2,02	1,24	2,69	1,39	2,02	1,20	0,93	2,12	0,43

Em relação ao solo coletado nas bandejas após as simulações de chuva, não ocorreu o enriquecimento dos sedimentos com N-NH₄ porque a quantidade de N-NH₄ aplicada via fertilizante mineral e dejeto suíno elevou o teor de N-NH₄ no solo (TABELA 26).

TABELA 26 – CONCENTRAÇÃO E TAXA DE ENRIQUECIMENTO DE NITROGÊNIO, FÓSFORO, POTÁSSIO, CÁLCIO E MAGNÉSIO CONFORME A DOSE DE DEJETO SUÍNO ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) E GESSO (Mg ha^{-1}) EM RELAÇÃO AO SOLO COLETADO APÓS SIMULAÇÕES DE CHUVA.

Dejeto suíno ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	Gesso (Mg ha^{-1})	Água		Mehlich		KCl		K	Ca	Mg
		N-NH ₄	N-NO ₃	P	P	N-NH ₄	N-NO ₃			
		(mg kg ⁻¹)								
Concentração nos Sedimentos										
0		6,28	18,78	1,50	16,37	7,73	26,90	0,34	6,09	1,32
30	0	13,22	20,34	1,17	15,55	29,35	26,09	0,54	6,13	1,20
60		14,32	25,03	0,95	18,18	34,75	28,58	0,77	6,13	1,24
90		23,45	25,14	1,14	21,91	43,26	29,41	0,88	6,00	1,36
0		16,61	20,17	0,82	26,21	22,84	26,45	0,32	7,02	0,35
30	5	16,75	24,42	1,00	24,30	20,73	26,03	0,32	9,56	0,33
60		16,78	25,13	0,81	26,65	19,78	25,99	0,27	8,24	0,30
90		17,21	20,48	0,80	27,04	20,59	26,09	0,28	10,69	0,32
Concentração no Solo após a Chuva Simulada										
0		22,14	23,97	0,40	20,04	32,74	27,26	0,53	3,70	1,13
30	0	21,78	21,64	0,37	22,59	44,27	26,58	0,60	3,54	1,01
60		19,45	27,54	0,40	24,76	39,36	29,90	0,76	3,89	1,10
90		17,75	26,99	0,43	23,78	38,19	28,18	0,79	4,27	1,14
0		14,14	25,29	0,33	21,26	17,87	27,02	0,27	5,82	0,35
30	5	16,64	15,08	0,27	22,11	17,40	30,51	0,35	6,58	0,59
60		16,58	24,19	0,29	26,91	17,17	29,94	0,49	6,71	0,78
90		18,82	18,96	0,25	25,54	21,02	28,86	0,53	6,41	0,85
Taxa de Enriquecimento										
0		0,28	0,78	3,75	0,82	0,24	0,99	0,64	1,65	1,17
30	0	0,61	0,94	3,16	0,69	0,66	0,98	0,90	1,73	1,19
60		0,74	0,91	2,38	0,73	0,88	0,96	1,01	1,58	1,13
90		1,32	0,93	2,65	0,92	1,13	1,04	1,11	1,41	1,19
0		1,17	0,80	2,48	1,23	1,28	0,98	1,19	1,21	1,00
30	5	1,01	1,62	3,70	1,10	1,19	0,85	0,91	1,45	0,56
60		1,01	1,04	2,79	0,99	1,15	0,87	0,55	1,23	0,38
90		0,91	1,08	3,20	1,06	0,98	0,90	0,53	1,67	0,38
MÉDIA			0,88	1,01	3,01	0,94	0,94	0,95	0,86	1,49

Os fatores dose de dejeto líquido de suínos e dose de gesso influenciaram o teor de N-NO₃ extraído via água do solo de forma significativa. Observou-se que os tratamentos com a aplicação de dejeto foram superiores (TABELA 27). Isso ocorreu devido ao N-NO₃ ser um elemento bastante móvel no solo, o que se deve à baixa capacidade que o solo tem em reter este ânion (MAIA & CANTARUTTI, 2004).

TABELA 27 - CONCENTRAÇÃO DE N-NO₃ (mg kg⁻¹) EXTRAÍDO VIA ÁGUA DO SOLO APÓS SIMULAÇÕES DE CHUVA CONFORME A DOSE DE DEJETO SUÍNO ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$).

Dejeto suíno ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	N-NO ₃ (mg kg ⁻¹)
0	18,37B
30	23,66 A
60	27,06 A
90	24,53 A

Médias seguidas pela mesma letra dentro da coluna não diferem pelo Teste de Tukey a 5%.

Em relação à aplicação de gesso, o teor médio de N-NO₃ extraído via água no solo sem a aplicação de gesso foi de 25,92 mg kg⁻¹, quando houve aplicação de

gesso o teor encontrado foi de 20,88 mg kg⁻¹. Isto pode ter ocorrido porque o N-NO₃ quando se movimenta no solo, não se movimenta sozinho, há cátions que são carregados juntos, como o cálcio, por exemplo. Desta forma, a aplicação de gesso favoreceu a movimentação do N-NO₃ devido ao aumento da concentração de cálcio na superfície do solo (MUZILLI, 1981).

Nenhum dos tratamentos influenciou nos teores de N-NO₃ extraídos via KCl dos sedimentos, da mesma forma que para N-NH₄. Os fatores dose de dejetos líquidos de suínos e dose de gesso influenciaram o teor de N-NO₃ extraído via KCl do solo de forma significativa. Com a aplicação de 0 Mg ha⁻¹ de gesso não houve diferença significativa nos teores de N-NO₃ extraídos via KCl do solo. Quando ocorreu a aplicação de 5 Mg ha⁻¹ de gesso, as doses de 60 e 90 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de suínos se mostraram superiores às outras dosagens (TABELA 28).

TABELA 28 - CONCENTRAÇÃO DE N-NO₃ (mg kg⁻¹) EXTRAÍDO VIA KCl DO SOLO APÓS SIMULAÇÕES DE CHUVA CONFORME A DOSE DE DEJETO SUÍNO (m³ ha⁻¹) E GESSO (Mg ha⁻¹).

Dejeto suíno (m ³ ha ⁻¹)	0 Mg ha ⁻¹ de gesso	5 Mg ha ⁻¹ de gesso
0	27,23 A (a)	28,96 B (a)
30	26,55 A (a)	27,07 B (a)
60	27,59 A (b)	30,53 A (a)
90	26,91 A (b)	29,82 A (a)

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula dentro da coluna e pela mesma letra minúscula dentro da linha não diferem pelo Teste de Tukey a 5%.

Esse fato pode ser justificado pela existência de um alto teor de N-NO₃ neste solo antes de receber adubação, sendo necessário a aplicação de altas doses de dejetos líquidos de suínos para que a concentração deste nutriente se eleve (MAIA & CANTARUTTI, 2004).

A taxa de enriquecimento do N-NO₃, calculada por meio da concentração de N-NO₃ no sedimento pela concentração de N-NO₃ no solo, mostra que ocorreu um enriquecimento da concentração de N-NO₃ nos sedimentos, em relação ao solo original, de cerca de 10 vezes (TABELA 25). Com relação ao solo coletado após as simulações de chuva este enriquecimento não ocorreu (TABELA 26), pois a quantidade de N-NH₄ aplicada via fertilizante mineral e dejetos líquidos de suínos elevou o teor de N-NH₄ no solo, o qual foi coletado após estas aplicações e após a realização de todas as chuvas simuladas.

4.4.2. Fósforo

Houve uma interação significativa entre a dose de dejetos suínos e as chuvas aplicadas consecutivamente e entre as doses de gesso e as chuvas consecutivas para a concentração de fósforo extraído via Mehlich dos sedimentos.

No caso dos fatores dose de dejetos líquidos de suínos e chuvas consecutivas, os maiores teores de fósforo extraído via Mehlich foram encontrados nos sedimentos provenientes da primeira chuva quando foram aplicadas as doses de 60 e 90 m³ ha⁻¹ de dejetos suínos (TABELA 29).

TABELA 29 - CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO (mg kg⁻¹) EXTRAÍDO VIA MEHLICH DOS SEDIMENTOS APÓS SIMULAÇÕES DE CHUVA CONFORME O EVENTO DE CHUVA E A DOSE DE DEJETO SUÍNO (m³ ha⁻¹).

Evento de chuva	Dejeto suíno (m ³ ha ⁻¹)			
	0	30	60	90
1	21,89 A (b)	20,67 A (b)	24,59 A (a)	25,48 A (a)
2	21,54 A (b)	19,84 A (c)	21,53 B (b)	24,56 A (a)
3	21,36 A (a)	19,21 A (b)	21,27 B (a)	22,40 B (a)

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula dentro da coluna e pela mesma letra minúscula dentro da linha não diferem pelo Teste de Tukey a 5%.

Quando as doses de dejetos líquidos de suínos aplicadas foram de 0 e 30 m³ ha⁻¹ os teores de fósforo não diferiram com a seqüência de chuvas nos sedimentos. Com a aplicação de 60 e 90 m³ ha⁻¹, a concentração de fósforo foi superior na primeira chuva para a dose de 60 m³ ha⁻¹ e na primeira e segunda chuvas para a dose de 90 m³ ha⁻¹ de dejetos suínos. Este comportamento pode ser explicado pela permanência do dejetos líquidos de suínos na superfície do solo quando ele foi aplicado em teores bastante elevados, neste caso 60 e 90 m³ ha⁻¹, o que potencializou o seu efeito.

Na interação dose de gesso e chuvas consecutivas, quando não foi feita a aplicação de gesso, os teores de fósforo entre as chuvas consecutivas não diferiu. Quando foi aplicado gesso, a concentração de fósforo foi superior por ocasião da primeira chuva (TABELA 30). Com o passar das chuvas a quantidade de gesso na superfície do solo diminuiu e, com isso, uma menor quantidade de fósforo passou a ser retida pelos sedimentos, o que fez com que a concentração de fósforo diminuísse a cada chuva.

TABELA 30 – CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO (mg kg^{-1}) EXTRAÍDO VIA MEHLICH DOS SEDIMENTOS APÓS SIMULAÇÕES DE CHUVA CONFORME O EVENTO DE CHUVA E A DOSE DE GESSO (Mg ha^{-1}).

Evento de chuva	0 Mg ha^{-1} de gesso	5 Mg ha^{-1} de gesso
1	18,36 A (b)	27,56 A (a)
2	18,22 A (b)	26,08 B (a)
3	17,49 A (b)	24,51 C (a)

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula dentro da coluna e pela mesma letra minúscula dentro da linha não diferem pelo Teste de Tukey a 5%.

Ao contrário do que ocorreu com o fósforo extraído via água do solo, o fator que influenciou o teor de fósforo Mehlich, neste caso, foi a aplicação de dejetos líquidos de suínos. A maior concentração de fósforo extraído via Mehlich no solo foi observada para as dosagens de 60 e 90 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de dejetos (TABELA 31).

TABELA 31 - CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO (mg kg^{-1}) EXTRAÍDO VIA MEHLICH DO SOLO APÓS SIMULAÇÕES DE CHUVA CONFORME A DOSE DE DEJETO SUÍNO ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$).

Dejetos suínos ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	Fósforo (mg kg^{-1})
0	20,62 C
30	22,38 B
60	25,84 A
90	24,69 A

Médias seguidas pela mesma letra dentro da coluna não diferem pelo Teste de Tukey a 5%.

Tal comportamento pode ser explicado pela permanência do dejetos líquidos de suínos na superfície do solo e, desta forma, quanto maior foi a dose de dejetos aplicada, maiores foram os teores de fósforo extraído via Mehlich.

A taxa de enriquecimento de fósforo, calculada por meio da concentração de fósforo no sedimento pela concentração de fósforo no solo coletado após as simulações, mostra que a aplicação de gesso levou a um enriquecimento da concentração de fósforo nos sedimentos em relação ao solo para o fósforo extraído via Mehlich (TABELA 26). Nesta análise observou-se que não houve enriquecimento dos sedimentos em relação ao solo quando não se aplicou gesso, ou seja, o teor de fósforo permaneceu maior no solo do que nos sedimentos.

Estes resultados também revelam que com a aplicação de gesso os teores de fósforo foram maiores do que aqueles obtidos sem aplicação de gesso para todas as doses dejetos aplicadas e para as duas vias de extração, água e Mehlich. Isto demonstra que o gesso provavelmente tenha elevado a concentração de fósforo particulado, enriquecendo os sedimentos. Portanto este resultado vai de encontro aos resultados obtidos para a análise do fósforo particulado da água do escoamento,

onde a concentração de fósforo particulado com a aplicação de gesso foi o dobro em comparação ao tratamento que não recebeu gesso.

Em relação à taxa de enriquecimento de fósforo com o solo original, sem aplicação de nenhum tipo de adubação, ocorreu o enriquecimento dos sedimentos para as duas doses de gesso, pois houve um aumento nos teores de fósforo tanto pela adição de adubo mineral quanto pela adição de dejetos líquidos de suínos, o que enriqueceu os sedimentos (TABELA 25).

4.4.3. Cálcio

A aplicação de gesso fez aumentar a concentração de cálcio nos sedimentos devido à grande quantidade de cálcio que existe no gesso. A quantidade de cálcio extraída dos sedimentos sem aplicação de gesso foi de $6,06 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ e com a aplicação do gesso foi de $8,89 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$. A diferença entre a quantidade de cálcio encontrada com aplicação de gesso e sem foi de $2,83 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$. Se todo o gesso se dissolvesse e permanecesse no solo, a quantidade de cálcio final seria de $11,41 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$.

A concentração de cálcio nos sedimentos também foi influenciada pela aplicação de dejetos suínos e pelas chuvas consecutivas de forma dependente. As maiores concentrações de cálcio foram encontradas por ocasião da primeira chuva para todas as doses de dejetos líquidos de suínos aplicadas. Essa concentração foi significativamente maior na primeira chuva (TABELA 32).

TABELA 32 - CONCENTRAÇÃO DE CÁLCIO ($\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) EXTRAÍDO DOS SEDIMENTOS APÓS SIMULAÇÕES DE CHUVA CONFORME O EVENTO DE CHUVA E A DOSE DE DEJETO SUÍNO ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$).

Evento de chuva	Dejeto suíno ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$)			
	0	30	60	90
1	6,67 A (d)	9,28 A (b)	7,76 A (c)	11,33 A (a)
2	6,46 B (b)	7,87 B (a)	7,08 B (a)	7,12 B (a)
3	6,50 B (ab)	6,36 C (b)	6,74 C (a)	6,51 B (ab)

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula dentro da coluna e pela mesma letra minúscula dentro da linha não diferem pelo Teste de Tukey a 5%.

Isto demonstra que o potencial de perda de cálcio ocorre na primeira chuva, e vai reduzindo nas chuvas seguintes, indicando que o solo não tem a capacidade de armazenar cálcio e este não é adsorvido pelo solo, ou seja, o cálcio pode ser considerado um elemento móvel no solo em comparação ao fósforo.

Os fatores dose de gesso e dose de dejetos líquidos de suínos interagiram de forma significativa em relação aos teores de cálcio no solo. Nos tratamentos onde o gesso não foi aplicado, a dose máxima de dejetos líquidos de suínos foi superior no que se refere à concentração de cálcio, sendo que o restante das doses de dejetos líquidos de suínos aplicadas não proporcionou diferenças entre si na concentração de cálcio (TABELA 34). Como o dejetos líquidos de suínos aplicado continha teores consideráveis de cálcio, provenientes da alimentação rica em cálcio dos suínos, a dose máxima de dejetos proporcionou uma elevação no teor de cálcio no solo em relação aos outros tratamentos.

Nos tratamentos onde o gesso foi aplicado, a menor concentração de cálcio foi proveniente do tratamento onde não houve aplicação de dejetos líquidos de suínos, enquanto que para as outras doses de dejetos aplicadas, não foi constatada diferença estatística na concentração de cálcio (TABELA 33).

TABELA 33 - CONCENTRAÇÃO DE CÁLCIO ($\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) EXTRAÍDO DO SOLO APÓS SIMULAÇÕES DE CHUVA CONFORME A DOSE DE DEJETO SUÍNO ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$) E GESSO (Mg ha^{-1}).

Dejeto suíno ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$)	0 Mg ha^{-1} de gesso	5 Mg ha^{-1} de gesso
0	3,70 B (b)	5,82 B (a)
30	3,53 B (b)	6,57 A (a)
60	3,89 B (b)	6,70 A (a)
90	4,27 A (b)	6,90 A (a)

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula dentro da coluna e pela mesma letra minúscula dentro da linha não diferem pelo Teste de Tukey a 5%.

Neste caso, como todas as doses de gesso aplicadas foram iguais, o que diferiu foi a concentração de cálcio proveniente das diferentes doses de dejetos líquidos de suínos aplicadas. Como o teor médio de cálcio no dejetos líquidos de suínos foi de 1020 mg L^{-1} , a aplicação do dejetos na dose máxima aumentou significativamente o teor de cálcio no solo.

Com relação ao gesso, este proporcionou diferenças nas concentrações de cálcio no solo, sendo que nos tratamentos onde houve a aplicação de gesso, as concentrações de cálcio foram aproximadamente duas vezes maiores do que nos tratamentos onde o gesso não foi colocado. Sem a aplicação de gesso o teor de cálcio foi de $3,87 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$, enquanto que com a aplicação de gesso o teor encontrado foi de $6,37 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$. Resultado semelhante foi encontrado por CAIRES et al. (2003), que afirmou que a aplicação de gesso elevou os teores de cálcio trocável na camada superficial do solo em três anos de cultivo. Resultados

semelhantes também foram encontrados por ROTH et al. (1986) e ROTH & PAVAN (1991).

Estes resultados mostram a influência do gesso no aumento dos íons cálcio no solo, os quais interferem na solubilidade e na movimentação de outros íons que possam estar presentes no solo.

A taxa de enriquecimento do cálcio, calculada por meio da concentração de cálcio no sedimento pela concentração de cálcio no solo coletado após as simulações, mostra que ocorreu um enriquecimento da concentração de cálcio de 1,50 vezes (TABELA 26).

A taxa de enriquecimento em relação ao solo original demonstrou um aumento de duas vezes no teor de cálcio nos sedimentos (TABELA 25). Este enriquecimento foi proporcionado pela aplicação do dejetos suíno e do gesso.

4.4.4. Magnésio

Nenhum dos tratamentos influenciou significativamente nos teores de magnésio dos sedimentos. Isto porque o solo analisado não recebeu nenhum tipo de tratamento que contivesse altos teores de magnésio e, desta forma, sua concentração se manteve similar em todos os tratamentos. No dejetos líquido de suínos o teor médio de magnésio foi de $18,2 \text{ mg L}^{-1}$.

A aplicação de dejetos líquido de suínos e gesso influenciou de forma dependente os teores de magnésio no solo. As maiores concentrações de magnésio foram observadas por ocasião da aplicação das maiores doses de dejetos líquido de suínos. Assim, mesmo sendo pequena a concentração de magnésio no dejetos, houve influência na concentração do magnésio no solo.

Este resultado pode ser melhor evidenciado nos tratamentos que receberam a aplicação de gesso. Nestes tratamentos, a concentração de magnésio aumentou com o aumento na dose de dejetos líquido de suínos aplicada, e a concentração encontrada, quando da aplicação da maior dose de dejetos, foi quase três vezes maior do que a concentração de magnésio obtida quando o dejetos líquido de suínos não foi aplicado (TABELA 34).

TABELA 34 - CONCENTRAÇÃO DE MAGNÉSIO ($\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) EXTRAÍDO DO SOLO APÓS SIMULAÇÕES DE CHUVA CONFORME A DOSE DE DEJETO SUÍNO ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$) E GESSO (Mg ha^{-1}).

Dejeto suíno ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$)	0 Mg ha^{-1} de gesso	5 Mg ha^{-1} de gesso
0	1,83 A (a)	0,58 C (b)
30	1,88 A (a)	0,98 B (b)
60	1,87 A (a)	1,29 A (b)
90	1,89 A (a)	1,40 A (b)

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula dentro da coluna e pela mesma letra minúscula dentro da linha não diferem pelo Teste de Tukey a 5%.

Nos tratamentos onde não ocorreu a aplicação de gesso, as concentrações de magnésio não diferiram entre si estatisticamente por ocasião das diversas doses de dejetos líquidos de suínos aplicadas. Nestes tratamentos, a concentração de magnésio foi maior do que nos tratamentos equivalentes onde o gesso foi aplicado. O gesso, de alguma forma, colaborou para que o teor de magnésio diminuísse no solo. Essa redução pode ter sido ocasionada tanto pelo aumento da perda do magnésio pelo escoamento superficial como pela lixiviação.

Como os resultados da análise de sedimentos e das análises realizadas com a água do escoamento superficial não demonstraram nenhuma significância, torna-se necessária a realização de estudos adicionais para obtenção de novos esclarecimentos à respeito deste assunto.

A taxa de enriquecimento do magnésio, calculada por meio da concentração de magnésio no sedimento pela concentração de magnésio no solo coletado após as simulações, mostra que não ocorreu um enriquecimento da concentração de magnésio nos sedimentos, ou seja, os sedimentos provenientes do escoamento estavam mais pobres em magnésio que o solo (TABELA 26).

O mesmo resultado pode ser observado em relação à taxa de enriquecimento a partir do solo original (TABELA 25). Este comportamento pode ser devido à falta de adubação por magnésio, o que fez com que este elemento se perdesse menos em relação aos outros nutrientes.

4.4.5. Potássio

Nenhum dos tratamentos influenciou significativamente nos teores de potássio dos sedimentos. Isto porque o solo analisado não recebeu nenhum tipo de tratamento que contivesse altos teores de potássio e, desta forma, sua concentração se manteve similar em todos os tratamentos.

No solo o teor de potássio foi influenciado pelas diferentes doses de dejetos líquidos de suínos aplicadas. As maiores doses de dejetos líquidos de suínos proporcionaram as maiores concentrações de potássio no solo. Conclui-se que, mesmo havendo uma quantidade baixa de potássio no dejetos, esta quantidade foi suficiente para gerar resultados significativos (TABELA 35).

TABELA 35 - CONCENTRAÇÃO DE POTÁSSIO ($\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) EXTRAÍDO DO SOLO APÓS SIMULAÇÕES DE CHUVA CONFORME A DOSE DE DEJETO SUÍNO ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$).

Dejetos suíno ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$)	Potássio ($\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$)
0	0,40 C
30	0,47 B
60	0,62 A
90	0,65 A

Médias seguidas pela mesma letra dentro da coluna não diferem pelo Teste de Tukey a 5%.

A aplicação de gesso reduziu a concentração de potássio no solo quando comparado com a concentração onde não foi aplicado. O teor de potássio sem a aplicação de gesso foi de $0,66 \text{ mg kg}^{-1}$, com aplicação de gesso foi de $0,41 \text{ mg kg}^{-1}$. Isto leva a crer que o gesso fez com que a solubilidade do potássio aumentasse, sendo este perdido via escoamento superficial ou via lixiviação. Como não houve resultados significativos nas análises do escoamento superficial nem no caso dos sedimentos, sugere-se que sejam feitos estudos mais aprofundados sobre a influência do gesso na concentração de potássio, tanto no solo como no escoamento superficial.

A taxa de enriquecimento do potássio, calculada por meio da concentração de potássio no sedimento pela concentração de potássio no solo coletado após as simulações, mostra que não ocorreu um enriquecimento da concentração de potássio nos sedimentos, ou seja, os sedimentos provenientes do escoamento estavam mais pobres em potássio que o solo (TABELA 26). Este resultado também pode ser observado em relação à taxa de enriquecimento a partir do solo original, mesmo com aplicação de quantidades consideráveis de potássio no solo (TABELA 25).

Os sedimentos diferem da composição original do solo, sendo comumente encontrados teores mais elevados de nutrientes no sedimento perdido em relação ao solo (BADELUCCHI, 1997). Este resultado pode ser melhor observado neste trabalho quando observamos a taxa de enriquecimento em relação ao solo original (TABELA 25), onde houve um enriquecimento dos sedimentos em relação a todos

os nutrientes com exceção do magnésio. No caso da taxa de enriquecimento do solo coletado das bandejas de erosão após as simulações de chuva (TABELA 26), esta foi determinada apenas para fins comparativos, uma vez que o solo já se encontrava adubado com fertilizante mineral e dejetos líquidos de suínos e, por isso, o valor da taxa de enriquecimento de uma maneira geral foi menor neste caso.

4.4.6. Outros parâmetros do solo

Não foram observadas diferenças entre os tratamentos no que se refere ao valor de pH extraído via CaCl_2 do solo após simulações de chuva. As médias foram bastante homogêneas e, portanto nenhum dos tratamentos influenciou nos valores de pH neste caso.

A aplicação de gesso causou uma pequena redução nos valores de pH extraído via SMP do solo após simulações de chuva em comparação com os tratamentos que não receberam gesso. A média do pH SMP sem aplicação de gesso foi de 5,84 e com a aplicação de gesso foi de 5,74. Este resultado contraria os resultados encontrados por ERNANI (1986) e CAIRES et al. (2003), que afirmaram que a aplicação do gesso em superfície não exerceu influência sobre a acidez nas camadas superficiais do solo quando adicionado até a quantidade de 32 Mg ha^{-1} .

Nenhum dos tratamentos com aplicação de dejetos líquidos de suínos ou gesso influenciou nos teores de carbono no solo após simulações de chuva. Mesmo com a aplicação de altas doses de dejetos líquidos de suínos não foi possível elevar o teor de carbono no solo estudado, resultado este já esperado uma vez que para elevar o teor de carbono uma grande fração residual do dejetos líquidos de suínos teria que permanecer na superfície do solo.

Outra possível explicação para este resultado seria o alto teor de carbono já existente no solo, em média 48 g dm^3 . Para conseguir elevar este teor provavelmente seria necessária a adição de quantidades ainda maiores de material orgânico ao solo.

ROTH et al. (1986) observou que a aplicação de gesso não provocou alterações significativas no teor de carbono no solo, concordando com os resultados encontrados neste trabalho. Provavelmente o tempo de ação do gesso foi muito curto para que resultados neste sentido pudessem ser observados.

5. CONCLUSÕES

A aplicação de dejetos líquidos de suínos aumentou as perdas de água e solo via escoamento superficial, bem como a concentração N-NH₄, N total, P solúvel, P particulado, P total e a condutividade elétrica na água, e de P e Ca nos sedimentos, sendo que os maiores valores corresponderam às maiores doses de dejetos suínos. A aplicação do dejetos elevou ainda os teores de DQO e as concentrações de nutrientes no solo coletado após as simulações de chuva, mas reduziu a transmitância e não alterou os valores de pH do escoamento superficial.

A aplicação de gesso elevou as perdas de água e solo via escoamento superficial, aumentou a condutividade elétrica da água, reduziu a transmitância e se comportou de forma oposta ao dejetos líquidos de suínos, reduzindo em cerca de três, duas e 60 vezes as concentrações de P solúvel, N-NO₃ e N-NH₄ no escoamento superficial, respectivamente. No caso do P, nas formas total e particulada, e do Ca, o gesso aumentou suas concentrações no escoamento superficial. Os maiores teores de DQO ocorreram nos tratamentos com gesso bem como as maiores concentrações de nutrientes nos sedimentos e solo coletados após as simulações de chuva. As perdas de nutrientes, com exceção do N-NH₄ e do P solúvel, foram superiores com o gesso.

A maior concentração de nutrientes foi observada por ocasião do primeiro evento de chuva, enquanto as perdas de nutrientes foram maiores no terceiro evento de chuva, devido à maior perda de água e solo. A condutividade elétrica e a DQO foram maiores na primeira chuva e a transmitância foi menor. Os sedimentos e solo coletado após as simulações de chuva apresentaram as maiores concentrações de nutrientes por ocasião da terceira chuva, com exceção do P e do Ca.

As concentrações tanto de N-NH₄ como de N-NO₃ estiveram abaixo do limite enquanto que o fósforo esteve acima do limite estabelecido pela legislação.

As perdas médias em relação ao aplicado de N total, N-NH₄ e N-NO₃ foram de 23,86, 24,61 e 12,51% , respectivamente. As perdas de P nas formas solúvel, particulada e total foram, respectivamente, 0,62, 0,15 e 2,01%. A perda média de potássio solúvel foi de 6,77%. A taxa de enriquecimento do N-NH₄, N-NO₃, P, Ca, Mg e K variou de 2,69 a 0,43, sendo que o P e o Ca apresentaram os maiores valores.

6. BIBLIOGRAFIA

AGASSI, M.; MORIN, J.; SHAINBERG, I. Laboratory studies of infiltration and runoff control in semi-arid soils in Israel. **Geoderma**, v.28, p. 345-356, 1982.

ANDRASKI, T.; BUNDY, L.G. Relationships between phosphorus levels in soil and in runoff from corn production systems. **Journal of Environmental Quality**, v.32, p.310-316, 2003.

APHA, A.E.G.; AWWA, A.D.E.; WEF, L.S.C. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 19ed. Washington D.C.: American Public Health Association, 1995.

BADELUCCI, M.P. **Infiltração de água e perdas por erosão em diferentes métodos de melhoramento da pastagem nativa**. Porto Alegre, 1997. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

BERTOL, I.; ALMEIDA, J.A. Tolerância de perda de solo por erosão para os principais solos do estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24, p.657-668, 2000.

BERTOL, I.; GUADAGNIN, J.C.; CASSOL, P.C.; AMARAL, A.J.; BARBOSA, F.T. Perdas de fósforo e potássio por erosão hídrica em um inceptisol sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, n.3, p.485-494, 2004a.

BERTOL, I.; LEITE, D.; GUADAGNIN, J.C.; RITTER, S.R. Erosão hídrica em um Nitossolo Háplico submetido a diferentes sistemas de manejo sob chuva simulada. II - Perdas de nutrientes e carbono orgânico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, n.6, p.1045-1054, 2004b.

BERTOL, I.; MELLO, E.L.; GUADAGNIN, J.C.; ZAPAROLLI, A.L.V.; CARRAFA, M.R. Nutrient losses by water erosion. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v.60, n.3, p.581-586, 2003.

BERTOL, O.J. **Contaminação da água de escoamento superficial e da água percolada pelo efeito de adubação mineral e adubação orgânica em sistema de semeadura direta**. Curitiba, 2005. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**. 3.ed. São Paulo: Ícone, 1990. 355p.

BEUTLER, A.N.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; FERREIRA, M.M.; CRUZ, J.C.; PERREIRA FILHO, I.A. Resistência à penetração e permeabilidade de Latossolo Vermelho Escuro distrófico típico sob sistemas de manejo na região dos cerrados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.25, p.167-177, 2001.

BEUTLER, J.F., BERTOL, I., VEIGA, M. Perdas de solo e água num Latossolo Vermelho Aluminoférrico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, n.3, p. 509-517, 2003.

BOYD, C.; TUCKER, C. **Water quality and pond soil analyses for aquaculture**. Alabama: Auburn University, 1992.

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

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

CAIADO, M.A.C. **Inter-relações entre ambientes e qualidade das águas do Rio Itapemirim**. Vitória, 1994. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal do Espírito Santo.

CAIRES, E.F.; BLUM, J.; BARTH, G.; GARBUIO, F.J.; KUSMAN, M.T. Alterações químicas do solo e resposta da soja ao calcário e gesso aplicados na implantação do sistema de plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, p.275-286, 2003.

CARVALHO, D.F. de; MONTEBELLER, C.A.; CRUZ, E.S. da; CEDDIA, M.B.; LANA, A.M.Q. Perdas de solo e água em um Argissolo Vermelho Amarelo, submetido a diferentes intensidades de chuva simulada. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.6, n.3, p.385-389, 2002.

CASSOL, E.A.; LEVIEN, R.; ANGHINONI, I.; BADELUCCI, M. P. Perdas de nutrientes por erosão em diferentes métodos de melhoramento de pastagem nativa no Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.26, p.705-712, 2002.

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

CASSOL, E.A.; CANTALICE, J.R.B.; REICHERT, J.M. Escoamento superficial e desagregação do solo em entressulcos em solo franco-argilo-arenoso com resíduos vegetais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.39, n.7, p.685-690, 2004.

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

CERETTA, C.A.; BASSO, C.J.; VIEIRA, F.C.B.; BARCELLOS, L.A.R.; 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**, v.35, n.6, p.1296-1304, 2005.

CHAPMAN, D. **Water quality assessments**: A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring. 2.ed. London: UNESCO, WHO, UNEP, 1996.

COSTA, P.C.; DIDONE, E.B.; SESSO, T.M.; CAÑIZARES, K.A.L.; GOTO, R. Condutividade elétrica da solução nutritiva e produção de alface em hidroponia. **Scientia Agrícola**, v.58, p. 595-597, 2001.

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

DONADIO, N.M.M.; GALBIATTI, J.A.; DE PAULA, R.C. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do Córrego Rico, São Paulo, Brasil. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.25, n.1, p.115-125, 2005.

EMBRAPA - Fundação ABC. **Mapa do levantamento semidetalhado de solos**: Município de Castro. Elaborado por: FASOLO, P.J.; CARVALHO, A.P.; BOGNOLA, I.A.; POTER, R.O. EMBRAPA - Fundação ABC, 2001.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solos**. 2 ed. Rio de Janeiro, 1997.

ERNANI, P.R. Alterações em algumas características químicas na camada arável do solo pela aplicação de gesso agrícola sobre a superfície de campos nativos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.10, p.241-245, 1986.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. 2.ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 1998.

FANCELLI, A.L. Manejo do Solo em Plantio Direto. *In*: Grupo Plantio Direto. **Guia para plantio direto**. Ponta Grossa: Centralgraph, 2000. p.16-29.

FANCELLI, A.L.; TORRADO, P.V.; MACHADO, J. **Atualização em plantio direto**. Campinas: Fundação Cargill, 1985. 343p.

FAVARETTO, N. **Gypsum amendment and exchangeable calcium and magnesium related to water quality and plant nutrition**. Indiana, 2002. Tese (Doutorado em solos e ciências ambientais) – Universidade de Purdue.

FAVARETTO, N.; NORTON, L.D.; JOERN, B.C.; BROUDER, S. M. Gypsum amendment and exchangeable calcium and magnesium affecting phosphorus and nitrogen in runoff. **Soil Science Society of America Journal**, n.70, p.1788–1796, 2006.

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

FREED, R. MSTATC – Department of Crop and Soil Sciences, Michigan State University, East Lansing, 1994. Disponível em: <http://www.msu.edu/~freed/disks.htm>

FREIRE, F.M.; VASCONCELLOS, C.A.; FRANÇA, G.E. de. Manejo da fertilidade do solo em sistema plantio direto. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v.22, n.208, p.49-62, 2000.

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

HAYNES, R.J.; SWIFT, R.S. Stability of soil aggregates in relation to organic constituents and soil water content. **Journal of Soil Science**, v.41, p.73-83, 1990.

HERNANI, L.C.; FREITAS, P.L.; PRUSKI, F.F.; DE MARIA, I.C. **Uso agrícola dos solos brasileiros**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002.

HILDEBRAND, C. **Manual de análise química de solo e plantas**. Curitiba: UFPR, 1977. 225p.

KIMMELL, R.J.; PIERZYNSKI, G.M.; JANSSEN, K.A.; BARNES, P.L. Effects of tillage and phosphorus placement on phosphorus runoff losses in a grain sorghum–soybean rotation. **Journal of Environmental Quality**, v.30, p.1324-1330, 2001.

KONZEN, E.A. **Fertilização de lavoura e pastagem com dejetos de suínos e cama de aves**. In: V Seminário Técnico da Cultura de Milho. Videira, 2003.

KOENING R.T.; PAN, W.L. Calcium effects on quantity-intensity relationships and plant availability of ammonium. **Soil Science Society of America Journal**, n.60, p.492-497, 1996.

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**, v.28, p.1033-1044, 2004.

LOPES, A.S. **Manual internacional da fertilidade do solo**. 2.ed. Piracicaba: Potafos, 1998. 177p.

MACHADO, R.E.; VETTORAZZI, C.A. Simulação da produção de sedimentos para a microbacia hidrográfica do Ribeirão dos Marins (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 735-741, 2003.

MAIA, C.E.; CANTARUTTI, R.B. Acumulação de nitrogênio e carbono no solo pela adubação orgânica e mineral contínua na cultura do milho. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.8, n.1, p.39-44, 2004.

MANSOR, M.T.C. **Potencial de poluição de águas superficiais por fontes não pontuais de fósforo na Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Pinhal, Limeira-SP**.

Campinas, 2005. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Setor de Ciências Exatas, Universidade Federal de Campinas.

MARTINS, S.G. **Erosão hídrica em povoamento de eucalipto sobre solos coesos nos tabuleiros costeiros, ES**. Lavras, 2005. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Lavras, MG.

MARTINS, S.G., SILVA, M.L.N., CURI, N. Perdas de solo e água por erosão hídrica em sistemas florestais na região de Aracruz (ES). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 3, p.395-403, 2003.

McDOWELL, R.W. The effectiveness of industrial by-products to stop phosphorous loss from a Pallic soil. **Australian Journal of Soil Research**, v.42, n.7, p.755-757, 2004.

MELLO, F.A.F. **Fertilidade do solo**. São Paulo: Nobel, 1983. 400p.

MERTEN, G.H.; MINELLA, J.P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: Um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, Porto Alegre, v.3, n.4, p.33-38, 2002.

MILLER, W.P. Infiltration and soil loss of three gypsum-amended ultisols under simulated rainfall. **Soil Science Society of America Journal**, v.51, p.1314-1315, 1987.

MULVANEY, R.L. Nitrogen: Inorganic forms. In: SPARKS, D. L. et al. (Ed.). **Methods of Soil Analysis**. Madison: SSA Book, 1996. p.1123-1184.

MUZILLI, O. Manejo da fertilidade do solo. *In*: Fundação Instituto Agrônômico do Paraná. **Plantio Direto no Estado do Paraná**. Londrina: IAPAR, p.43-57, 1981.

NUNEZ, J.E.V.; AMARAL SOBRINHO, N.M.B. do; MAZUR, N. Conseqüências de diferentes sistemas de preparo do solo sobre distribuição química e perdas de fósforo de um Argissolo. **Bragantia**, v.62, n.1, p.101-109, 2003.

OLIVEIRA, R.A.; CAMPELO, P.L.G.; MATOS, A.T.; MARTINEZ, M.A.; CECON, P.R. Influência da aplicação de águas residuárias de suinocultura na capacidade de infiltração de um solo Podzólico Vermelho-amarelo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.4, n.2, p.263-267, 2000.

OLIVEIRA, L.F.C. de; MARTINEZ, M.A.; PRUSKI, F.F. Rotina computacional para a determinação da velocidade de sedimentação das partículas do solo em suspensão no escoamento superficial. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.25, n.1, p.126-136, 2005.

PARRY, R. Agricultural phosphorus and water quality: A U.S. environmental protection agency perspective. **Journal of Environmental Quality**, v.27, p.258-261, 1998.

PAVAN, M.A.; BLOCH, M.F.; ZEMPULSKI, H.C.; MIYAZAWA, M.; ZOCOLER, D.C. **Manual de análise química de solo e controle de qualidade**. Londrina: Instituto Agrônomo do Paraná, 1992. 38p. (Circular, 76)

PEREIRA, E.R. **Qualidade da água residuária em sistemas de produção e de tratamento de efluentes de suínos e seu reuso no ambiente agrícola**. Piracicaba, 2006. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem) – Setor de Ciências Agrárias, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, SP.

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 of Environmental Quality**, v.30, p.1784-1789, 2001.

PIERZYNSKI, G.M. **Methods of Phosphorus Analysis for Soils, Sediments, Residuals and Waters**. Manhattan: Southern Cooperative Series, Bulletin nº 396, 2000.

PORT, O.; AITA, C.; GIACOMINI, S.J. Perda de nitrogênio por volatilização de amônia com o uso de dejetos de suínos em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.38, p.857-865, 2003.

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

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

RANZINI, M.; LIMA, W.P. Comportamento hidrológico, balanço de nutrientes e perdas de solo em duas microbacias reflorestadas com *Eucalyptus*, no Vale do Paraíba, SP. **Scientia Forestalis**, v.61, p.144-159, 2002.

REICHERT, J.M.; CABEDA, M.S.V. Salpico de partículas e selamento superficial em solos do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.16, p.389-396, 1992.

ROTH, C.H.; PAVAN, M.A.; CHAVES, J.C.D.; MEYER, B.; FREDE, H.G. Efeitos das aplicações de calcário e gesso sobre a estabilidade de agregados e infiltrabilidade de água em um Latossolo Roxo cultivado com cafeeiros. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.10, p.163-166, 1986.

ROTH, C.H.; PAVAN, M.A. Effects of lime and gypsum on clay dispersion and infiltration in samples of a Brazilian Oxisol. **Geoderma**, v.48, p.351-361, 1991.

SAUNITI, R.M.; FERNANDES, L.A.; BITTENCOURT, A.V.L. Estudo do assoreamento do reservatório da Barragem do Rio Passaúna - Curitiba – PR. **Boletim Paranaense de Geociências**, v.54, p.65-82, 2004. Editora UFPR.

SBCS. Comissão de Química e Fertilidade do Solo. **Manual de Adubação e de Calagem para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 10 ed. Porto Alegre: SBCS, 2004.

SCHAEFER, C.E.R.; SILVA, D.D.; PAIVA, K.W.N.; PRUSKI, F.F.; ALBUQUERQUE FILHO, M.R.; ALBUQUERQUE, M.A. Perdas de solo, nutrientes, matéria orgânica e efeitos microestruturais em Argissolo Vermelho-Amarelo sob chuva simulada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.37, n.5, p.669-678, 2002.

SCHERER, E.E.; AITA, C; BALDISSERA, I.T. Avaliação da qualidade do dejetos líquido de suíno da região oeste catarinense para fins de utilização como fertilizante. **Boletim Técnico EPAGRI nº 79**. Florianópolis: EPAGRI, 1996.

SCHERER, E.E. **Utilização de dejetos de suínos como fonte de nitrogênio**: bases para adubação dos sistemas milho/feijão e feijão/milho, em cultivos de sucessão. Florianópolis: EPAGRI, 1999.

SCHICK, J.; BERTOL, I.; BATISTELA, O.; BALBINOT JÚNIOR, A.A. Erosão hídrica em Cambissolo Húmico alumínico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo: I - Perdas de solo e água. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24, p.427-436, 2000a.

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

SCHULTZ, L.A. **Manual do plantio direto – Técnicas e perspectivas**. 2ed. Porto Alegre: Sagra, 1987. 124p.

SEDIYAMA, M.A.N.; GARCIA, N.C.P.; VIDIGAL, S.M.; MATOS, A.T. de. Nutrientes em compostos orgânicos de resíduos vegetais e dejetos de suínos. **Scientia Agrícola**, v.57, n.1, p.185-189, 2000.

SEGANFREDO, M.A. Os dejetos de suínos são um fertilizante ou um poluente do solo? **Cadernos de Ciência e Tecnologia**, v.16, n.3, p.129-141, 1999.

SELF-DAVIS, M.L., MOORE, P.A. JOERN B.C. Determination of water-and/or dilute salt-extractable phosphorus. p. 24-26. In: G.M. PIERZYNSKI (Ed.) **Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals, and waters**. Southern Cooperative Ser. Bull. 396. SERA-IEG 17. 2000. Disponível em: http://www.soil.ncsu.edu/sera17/publications/sera17-2/pm_cover.htm

SHARPLEY, A.N.; SMITH, S.J.; NANEY, J.W. **Environmental impact of agricultural nitrogen phosphorus use**. American Chemical Society, 1987.

SHARPLEY, A.N.; SMITH, S.J.; BAIN, W.R. Nitrogen and phosphorus fate from long-term poultry litter applications to Oklahoma soils. **Soil Science Society of America Journal**, v.57, p.1131-1137, 1993.

SHARPLEY, A.N.; CHAPRA, S.C.; WEDEPOHL, R.; SIMS, J.T.; DANIEL, T.C.; REDDY, K.R. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: Issues and options. **Journal of Environmental Quality**, v.23, p.437-451, 1994.

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

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

SILVA, M.N.B. da, BELTRÃO, N.E. de M.; CARDOSO, G.D. Adubação do algodão colorido BRS 200 em sistema orgânico no Seridó Paraibano. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.9, n.2, p.222-228, 2005b.

SILVA, V.R.; REINERT, D.J.; REICHERT, J.M. Suscetibilidade à compactação de um Latossolo Vermelho-Escuro e de um Podzólico Vermelho-Amarelo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24, p. 239-249, 2000.

SILVEIRA, R.C. da; SALVADOR, N. Uso de um simulador de chuvas no estudo de perdas de solo e água em parcelas com resíduos culturais de milho. **Ciência Agrotécnica**, Lavras, v.24, n.3, p.718-729, 2002.

SIMARD, R.R; BEAUCHEMIN, S.; HAYGARTH, P.M. Potential for preferential pathways of phosphorus transport. **Journal of Environmental Quality**, v.29, p.97-105, 2000.

SOUZA, M.D. de. **Desenvolvimento e utilização de um simulador de chuvas para estudos de atributos físicos e químicos do solo relacionados a impactos ambientais**. 1ed. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. (Documentos, 37). 20p.

STOUT, W.L.; SHARPLEY, A.N.; PIONKE, H.B. Reducing soil phosphorus solubility with coal combustion by-products. **Journal of Environmental Quality**, n.27, p.111-118, 1998.

STOUT, W.L., A. SHARPLEY, A.N.; LANDA, J. Effectiveness of coal combustion by-products in controlling phosphorus export from soils. **Journal of Environmental Quality**, n.29, 1239-1244, 2000.

STOUT, W.L., A.N. SHARPLEY, W.J. GBUREK, AND H.B. PIONKE. Reducing phosphorus export from croplands with FBC fly ash and FGD gypsum. **Fuel**, n.78, p.175-178, 1999.

TOBIAS, A.C.T. **Tratamento de resíduos da suinocultura: uso de reatores anaeróbios seqüenciais seguido de leitos cultivados**. Campinas, 2002. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, SP.

TUNDISI, J.G. **Água no século XXI: Enfrentando a escassez**. São Carlos: RIMA, 2003. 248p.

VALENTE, J.P.S.; PADILHA, P.M.; SILVA, A.M.M. Contribuição da cidade de Botucatu - SP com nutrientes (fósforo e nitrogênio) na eutrofização da represa de Barra Bonita. **Eclética Química**, v.22, p.31-48, 1997.

VALENTE, J.P.S.; PADILHA, P.M.; SILVA, A.M.M. Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu - SP. **Eclética Química**, v.22, p.49-66, 1997.

VITTI, G.C. Uso eficiente do gesso agrícola na agropecuária. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2000.

VOLK, L.B.S.; COGO, N.P.; STRECK, E.V. Erosão hídrica influenciada por condições físicas de superfície e subsuperfície do solo resultantes do seu manejo, na ausência de cobertura vegetal. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, p.763-774, 2004.

ZUCCARI, M.L.; GRANER, C.A.F.; LEOPOLDO, P.R. Determinação da demanda química de oxigênio (DQO) em águas e efluentes por método colorimétrico alternativo. **Energia Agrícola**, v.20, n.4, p.69-82, 2005.

ANEXOS

ANEXO 1 – ANÁLISES DE VARIÂNCIA DA ÁGUA DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE ACORDO COM A APLICAÇÃO DE DEJETO SUÍNO, GESSO E EVENTOS DE CHUVA (continua).

Fonte	G.L.	S.Q.	Q.M.	Prob.	1000*Perda de água	S.Q.	Q.M.	Prob.	Perda de solo	S.Q.	Q.M.	Prob.	100*RAIZ(N-NH ₄)	S.Q.	Q.M.	Prob.	S.Q.	Q.M.	Prob.	N-NO ₃	S.Q.	Q.M.	Prob.	
Dejeto (A)	3	153,72	51,24	0,0005	14,78	4,92	0,0054	0,0054	1068,62	356,20	0,0000	0,62	0,21	0,1676										
Gesso (B)	1	29,94	29,94	0,0245	5,72	5,72	0,0164	0,0000	7326,05	7326,05	0,0000	0,34	0,34	0,0945										
AB	3	11,64	3,88		5,07	1,69	0,1372	0,0000	726,83	242,27	0,0000	0,24	0,08											
Erro	16	77,73	4,85		12,74	0,79			211,85	13,24		1,75	0,10											
Chuva (C)	2	37,71	18,85	0,0001	5,15	2,57	0,0054	0,1295	4,13	2,06	0,1295	0,24	0,12	0,2121										
AC	6	6,19	1,03	0,2300	1,59	0,26			41,61	6,93	0,1295	0,26	0,04											
BC	2	2,02	1,01	0,0176	0,79	0,39	0,0004	0,2855	10,01	5,01	0,2855	0,07	0,03	0,0048										
ABC	6	9,02	1,50	0,0808	1,23	0,20			21,37	3,56		0,81	0,13	0,1296										
Erro	32	22,92	0,71		13,53	0,41			122,95	3,84		2,41	0,07											
Total	71	350,92		1,72	60,46		21,43	0,20	9533,46			6,77		7,89										
Coeficiente de variação (%)																								
Fonte	G.L.	S.Q.	Q.M. <td>Prob.</td> <td>100*RAIZ(P particulado)</td> <td>S.Q.</td> <td>Q.M.</td> <td>Prob.</td> <td>100*RAIZ(P solúvel)</td> <td>S.Q.</td> <td>Q.M.</td> <td>Prob.</td> <td>S.Q.</td> <td>Q.M.</td> <td>Prob.</td> <td>P total</td> <td>S.Q.</td> <td>Q.M.</td> <td>Prob.</td> <td></td> <td>S.Q.</td> <td>Q.M.</td> <td>Prob.</td>	Prob.	100*RAIZ(P particulado)	S.Q.	Q.M.	Prob.	100*RAIZ(P solúvel)	S.Q.	Q.M.	Prob.	S.Q.	Q.M.	Prob.	P total	S.Q.	Q.M.	Prob.		S.Q.	Q.M.	Prob.	
Dejeto (A)	3	2,61	0,87	0,0678	6122,76	2040,92	0,0001	0,0001	73,40	24,46	0,0050	0,61	0,20	0,0423										
Gesso (B)	1	7,25	7,25	0,0036	9441,75	9441,75			2679,48	2679,48		0,06	0,06											
AB	3	0,69	0,23	0,1866	584,91	194,97			4,18	1,39		0,07	0,02											
Erro	16	2,05	0,12		199,67	12,48			62,05	3,87		0,94	0,05											
Chuva (C)	2	2,14	1,07	0,0051	753,53	376,76	0,0734	0,0803	922,81	461,40	0,0803	0,33	0,16	0,2330										
AC	6	0,57	0,09	0,0051	195,61	32,60	0,0039	0,0007	8,20	1,36	0,0007	0,22	0,03	0,2079										
BC	2	0,04	0,02		200,73	100,36	0,3906	0,2945	274,94	137,47	0,2945	0,05	0,02	0,0000										
ABC	6	0,10	0,01		98,51	16,42			15,11	2,52		0,22	0,03											
Erro	32	0,79	0,02		483,14	15,09			63,02	1,96		3,49	0,10											
Total	71	16,29		16,29	18080,6		1,24	0,84	4103,23			5,96		2,22										
Coeficiente de variação (%)																								
Fonte	G.L.	S.Q.	Q.M. <td>Prob.</td> <td>LOG(1000*Mg)</td> <td>S.Q.</td> <td>Q.M.</td> <td>Prob.</td> <td>LOG(1000*K)</td> <td>S.Q.</td> <td>Q.M.</td> <td>Prob.</td> <td>LOG(100*pH)</td> <td>S.Q.</td> <td>Q.M.</td> <td>Prob.</td> <td></td> <td>S.Q.</td> <td>Q.M.</td> <td>Prob.</td> <td></td> <td>S.Q.</td> <td>Q.M.</td> <td>Prob.</td>	Prob.	LOG(1000*Mg)	S.Q.	Q.M.	Prob.	LOG(1000*K)	S.Q.	Q.M.	Prob.	LOG(100*pH)	S.Q.	Q.M.	Prob.		S.Q.	Q.M.	Prob.		S.Q.	Q.M.	Prob.
Dejeto (A)	3	0,16	0,05	0,0015	0,24	0,08	0,9906	0,15	0,05	0,15	0,05	0,70	0,1047											
Gesso (B)	1	0,06	0,06	0,2246	0,01	0,01	0,1665	0,01	0,01	0,01	0,01	1,07	0,0735											
AB	3	0,38	0,12		0,12	0,04	0,5040	0,15	0,05	0,15	0,05	0,30	0,10											
Erro	16	1,27	0,08	0,0008	1,33	0,08	0,9085	1,33	0,08	1,33	0,08	4,69	0,29											
Chuva (C)	2	0,02	0,01	0,0008	0,15	0,07	0,9828	0,19	0,09	0,19	0,09	0,18	0,0922											
AC	6	0,37	0,06		0,50	0,08	0,9458	0,47	0,07	0,47	0,07	0,37	0,06											
BC	2	0,12	0,06		0,16	0,08	0,9641	0,02	0,01	0,02	0,01	0,29	0,14											
ABC	6	0,08	0,01		0,49	0,08		0,63	0,10	0,63	0,10	0,06	0,01											
Erro	32	2,75	0,08		2,72	0,08		3,33	0,10	3,33	0,10	1,14	0,03											
Total	71	5,25		6,55	5,74		12,98	6,31		6,31		10,26												
Coeficiente de variação (%)																								

continua

ANEXO 1 – ANÁLISES DE VARIÂNCIA DA ÁGUA DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE ACORDO COM A APLICAÇÃO DE DEJETO SUÍNO, GESSO E EVENTOS DE CHUVA (continuação).

Fonte	G.L.	LOG(100*Condutividade)			LOG(100*Transmitância)			100*RAIZ(DQO)		
		S.Q.	Q.M.	Prob.	S.Q.	Q.M.	Prob.	S.Q.	Q.M.	Prob.
Dejeto (A)	3	0,28	0,09	0,0003	0,19	0,06	0,0024	5127,77	1709,25	
Gesso (B)	1	10,11	10,11	0,0910	0,04	0,04		20,18	20,18	
AB	3	0,19	0,06	0,1934	0,22	0,07		15,25	5,08	0,0146
Erro	16	0,58	0,03		1,90	0,11		17,04	1,06	
Chuva (C)	2	2,89	1,44		0,07	0,04		53,43	26,71	0,0000
AC	6	0,18	0,03	0,0822	0,54	0,09	0,2760	4,24	0,70	0,3851
BC	2	1,82	0,91	0,0000	0,01	0,06	0,0090	1,17	0,58	
ABC	6	0,18	0,03	0,0814	0,19	0,03		3,31	0,55	
Erro	32	0,47	0,01		2,17	0,06		20,61	0,64	
Total	71	16,73			5,29			5263,02		7,11
Coeficiente de variação (%)		15,69			17,98					

ANEXO 2 – ANÁLISES DE VARIÂNCIA DO SEDIMENTO APÓS SIMULAÇÕES DE CHUVA DE ACORDO COM A APLICAÇÃO DE DEJETO SUÍNO, GESSO E EVENTOS DE CHUVA (continua).

Fonte	G.L.	N-NH ₄ água			N-NH ₄ KCl			LOG(1000*N-NO ₃ água)			N-NO ₃ KCl		
		S.Q.	Q.M.	Prob.	S.Q.	Q.M.	Prob.	S.Q.	Q.M.	Prob.	S.Q.	Q.M.	Prob.
Dejeto (A)	3	0,23	0,07		0,12	0,04		2,82	0,95	0,3564	0,42	0,14	0,3391
Gesso (B)	1	0,02	0,02		0,07	0,07		0,09	0,09		0,07	0,07	
AB	3	0,03	0,01		0,26	0,08		1,80	0,60		0,08	0,02	
Erro	16	2,27	0,14		1,66	0,10		13,18	0,82		1,86	0,11	
Chuva (C)	2	0,54	0,27	0,0439	0,16	0,08	0,3407	3,07	1,53	0,0173	0,30	0,15	0,1866
AC	6	0,85	0,14	0,1293	0,66	0,11	0,2141	0,76	0,12		0,17	0,03	
BC	2	0,09	0,04		0,24	0,12	0,2086	0,02	0,01		0,06	0,03	
ABC	6	0,08	0,01		0,84	0,14	0,1155	4,30	0,71	0,0737	0,08	0,014	0,1659
Erro	32	2,52	0,08		2,40	0,07		10,64	0,33		2,79	0,08	
Total	71	6,65			6,45			36,66			6,63		28,61
Coeficiente de variação (%)		20,37			15,66			25,70					

continua

ANEXO 2 – ANÁLISES DE VARIÂNCIA DO SEDIMENTO APÓS SIMULAÇÕES DE CHUVA DE ACORDO COM A APLICAÇÃO DE DEJETO SUÍNO, GESSO E EVENTOS DE CHUVA (continuação).

Fonte	G.L.	S.Q.	Q.M.	Prob.	LOG(1000*P água)	S.Q.	Q.M.	Prob.	LOG(1000*P Mehlich)	S.Q.	Q.M.	Prob.	LOG(100*Ca)	S.Q.	Q.M.	Prob.	LOG(1000*Mg)	S.Q.	Q.M.	Prob.					
Dejeto (A)	3	0,40	0,13	0,2907		1,99	0,66	0,0003		0,15	0,05	0,1796		0,25	0,08										
Gesso (B)	1	0,12	0,12	0,2823		11,66	11,66	0,0003		1,33	1,33	0,0004		0,12	0,12										
AB	3	0,11	0,04			0,55	0,18	0,0628		0,25	0,08	0,0592		0,03	0,01										
Erro	16	1,58	0,10			0,93	0,06			0,44	0,02			1,43	0,09										
Chuva (C)	2	0,06	0,03			0,44	0,22	0,0012		611,54	305,77			0,11	0,05										
AC	6	0,43	0,07			0,39	0,06	0,0012		0,59	0,09	0,0001		0,89	0,15										
BC	2	0,12	0,06			0,14	0,07	0,0102		0,04	0,02	0,2503		0,37	0,18										
ABC	6	0,60	0,10			0,08	0,01			0,01	0,02			0,35	0,06										
Erro	32	3,03	0,09	0,4042		0,43	0,01			0,46	0,01			2,52	0,08										
Total	71	6,48				16,64		5,28		614,84		2,32		6,10						29,53					
Coeficiente de variação (%)		23,28																							
Fonte	G.L.	S.Q.	Q.M.	Prob.	LOG(1000*K)	S.Q.	Q.M.	Prob.	LOG(1000*água)	S.Q.	Q.M.	Prob.	N-NH ₄ KCl	S.Q.	Q.M.	Prob.	N-NO ₃ água	S.Q.	Q.M.	Prob.	LOG (100*N-NO ₃ KCl)	S.Q.	Q.M.	Prob.	
Dejeto (A)	3	0,13	0,04			0,81	0,27	0,2161		2,41	0,80	0,0387		0,27	0,09										
Gesso (B)	1	0,03	0,03			26,50	26,50	0,0001		1,52	1,52	0,0198		0,02	0,02										
AB	3	0,51	0,17	0,0744		1,28	0,42	0,0866		0,91	0,30	0,2978		0,60	0,20										
Erro	16	0,98	0,06			2,61	0,16			3,63	0,22			0,75	0,04										
Chuva (C)	2	0,07	0,03			31,21		14,37		8,48		20,37		1,63											
AC	6	0,18	0,03																						
BC	2	0,03	0,01																						
ABC	6	0,26	0,04																						
Erro	32	2,98	0,09																						
Total	71	5,18																							
Coeficiente de variação (%)		28,20																							

ANEXO 3 – ANÁLISES DE VARIÂNCIA DO SOLO APÓS SIMULAÇÕES DE CHUVA DE ACORDO COM A APLICAÇÃO DE DEJETO SUÍNO E GESSO (continua).

Fonte	G.L.	S.Q.	Q.M.	Prob.	N-NH ₄ água	S.Q.	Q.M.	Prob.	N-NH ₄ KCl	S.Q.	Q.M.	Prob.	N-NO ₃ água	S.Q.	Q.M.	Prob.	LOG (100*N-NO ₃ KCl)	S.Q.	Q.M.	Prob.				
Dejeto (A)	3	4,97	1,65	0,0806		0,81	0,27	0,2161		2,41	0,80	0,0387		0,27	0,09									
Gesso (B)	1	0,53	0,53	0,0978		26,50	26,50	0,0001		1,52	1,52	0,0198		0,02	0,02									
AB	3	1,70	0,56	0,0590		1,28	0,42	0,0866		0,91	0,30	0,2978		0,60	0,20									
Erro	16	2,78	0,17			2,61	0,16			3,63	0,22			0,75	0,04									
Total	71	10,00				31,21		14,37		8,48		20,37		1,63										
Coeficiente de variação (%)		28,94																						

continua

ANEXO 3 – ANÁLISES DE VARIÂNCIA DO SOLO APÓS SIMULAÇÕES DE CHUVA DE ACORDO COM A APLICAÇÃO DE DEJETO SUÍNO E GESSO (continuação).

Fonte	G.L.	S.Q.	Q.M.	Prob.	LOG(1000*P água)	S.Q.	Q.M.	Prob.	P Mehlich	S.Q.	Q.M.	Prob.	LOG(100*Ca)	S.Q.	Q.M.	Prob.	Mg	S.Q.	Q.M.	Prob.	
Dejeto (A)	3	0,57	0,19	0,0048		0,97	0,32	0,0003		5,09	1,70	0,0003		100,49	33,49						
Gesso (B)	1	8,10	8,10	0,0048		0,08	0,08	0,1091		153,36	153,36	0,0003		493,98	493,98						
AB	3	0,82	0,27			0,06	0,02			3,97	1,32	0,0011		90,95	30,32					0,0003	
Erro	16	12,15	0,76			0,45	0,03			2,38	0,15			41,46	2,60						
Total		21,66		25,48		1,56		7,18		164,81		3,77		726,92						9,28	
Coeficiente de variação																					
Fonte	G.L.	S.Q.	Q.M.	Prob.	LOG(1000*K)	S.Q.	Q.M.	Prob.	pH CaCl ₂	S.Q.	Q.M.	Prob.	LOG(100*pH SMP)	S.Q.	Q.M.	Prob.	Al + H	S.Q.	Q.M.	Prob.	
Dejeto (A)	3	27,12	9,04	0,0009		6,66	2,22	0,1251		3,50	1,16	0,1546		0,65	0,22						
Gesso (B)	1	39,52	39,52			4,16	4,16	0,0581		6,00	6,00	0,0055		1,17	1,17						
AB	3	0,02	0,08			3,16	1,05	0,3953		3,00	1,00	0,2042		0,57	0,19						
Erro	16	1,12	0,07			16,02	1,00			9,33	0,58			1,57	0,09						
Total		67,79		4,91		30,00		1,89		21,83		1,32		3,97						5,34	
Coeficiente de variação (%)																					
Fonte	G.L.	S.Q.	Q.M.	Prob.	Carbono	S.Q.	Q.M.	Prob.													
Dejeto (A)	3	2,70	0,90																		
Gesso (B)	1	1,50	1,50																		
AB	3	45,66	15,22	0,1602																	
Erro	16	52,56	3,28																		
Total		102,42		3,74																	
Coeficiente de variação (%)																					