

FESURV - UNIVERSIDADE DE RIO VERDE
FACULDADE DE AGRONOMIA
MESTRADO EM PRODUÇÃO VEGETAL

**LIXIVIAÇÃO DE NITROGÊNIO EM UM LATOSSOLO VERMELHO
CULTIVADO COM SOJA E MILHO APÓS APLICAÇÃO DE DEJETOS
LÍQUIDOS DE SUÍNOS**

SHINAYDER CRISTINA GUIMARÃES SANTOS

Magister Scientiae

**RIO VERDE
GOIÁS - BRASIL
2008**

SHINAYDER CRISTINA GUIMARÃES SANTOS

**LIXIVIAÇÃO DE NITROGÊNIO EM UM LATOSSOLO VERMELHO
CULTIVADO COM SOJA E MILHO APÓS APLICAÇÃO DE DEJETOS
LÍQUIDOS DE SUÍNOS**

Dissertação apresentada à Fesurv - Universidade de Rio Verde, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*

**RIO VERDE
GOIÁS - BRASIL 2008**

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da FESURV**

Santos, Shinayder Cristina Guimarães

Lixiviação de nitrogênio em um Latossolo vermelho cultivado com soja e milho após aplicação de dejetos líquidos de suínos / por Shinayder Cristina Guimarães Santos. 2007

82f.; 29,7cm.

Dissertação (mestrado) – Universidade de Rio Verde – GO

“Orientação: Profa. Dra. June Faria Scherrer Menezes“.

“Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor”.

SHINAYDER CRISTINA GUIMARÃES SANTOS

**LIXIVIAÇÃO DE NITROGÊNIO EM UM LATOSSOLO VERMELHO
CULTIVADO COM SOJA E MILHO APÓS APLICAÇÃO DE DEJETOS
LÍQUIDOS DE SUÍNOS**

**Dissertação apresentada à Faculdade de Agronomia da
Fesurv - Universidade de Rio Verde, como parte das
exigências do Programa de Pós-Graduação em Produção
Vegetal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.**

APROVAÇÃO: 23 de outubro de 2007.

Dr. Vinicius de Melo Benites
(Co-Orientador)

Dr. Gilson Pereira Silva
(Membro da banca)

Dr^a. Karina Rocha Freitas
(Membro da banca)

Dr. Gustavo André Simon
(Membro da banca)

Dr^a. June Faria Scherrer Menezes
(Orientadora)

DEDICATÓRIA

Ao Rei Jesus Cristo

Aquele que era, que é, e será para sempre!

Por ter morrido por mim e ter me concedido e permitido concluir este trabalho. Por acompanhar-me em todos os meus passos, guiar-me em minhas decisões e iluminar-me nos momentos de angústia e dificuldade. E, principalmente, por ter dado-me direção, capacidade e determinação suficientes para realizar esta pesquisa.

Obrigada Senhor!!

Minha família

Aos meus maravilhosos pais, João Marques Santos e Darci Aparecida; à minha linda filha, Jade Élore; ao meu querido irmão, João Marques Júnior; a minha estimada cunhada, Michelle Santos, e às minhas queridas madrinhas, Maria de Fátima Guimarães e Gladys Cabral, dedico.

Aos meus avós, Alencar Pimenta de Abreu e Lázara Cândida Guimarães, João Batista Ferreira e Diva Rosa dos Santos, pela eterna saudade, dedico.

A estes que sempre estiveram ao meu lado, prestando apoio e incentivo nos momentos de dificuldade, e pela constante paciência de suportar minha falta de tempo, impaciência e ausência, por muitas e muitas vezes. A essas importantes pessoas, meu eterno agradecimento.

AGRADECIMENTOS

Sem a colaboração intelectual de uns e o incentivo, amizade, carinho, dedicação, solidariedade e apoio de outros, esta pesquisa, possivelmente, não estaria concretizada.

Por isso, meus sinceros agradecimentos aos professores do Curso de Mestrado em Produção Vegetal da Universidade de Rio Verde, Fábio Ribeiro Pires, Renato Lara de Assis, Antônio Joaquim Braga Pereira Braz, Gilson Pereira Silva, Carlos César Evangelista de Menezes, Maria Dolores Barbosa Lima, Alessandro Guerra da Silva e Alberto Leão de Lemos Barroso, pelos valiosos ensinamentos acadêmicos que muito contribuíram para com minha formação, meu crescimento intelectual e humano.

Em especial, à Prof^ª. Dr^ª. June Faria de Menezes, ao Dr^º. Vinícius de Melo Benites, orientadores desta pesquisa, pela confiança irrestrita, pelo convívio amistoso, pela graciosidade de sua compreensão, estando sempre à disposição, dedicando tempo, paciência e estímulo incansável em me fazer prosseguir, mesmo nos momentos instáveis da minha vida pessoal e da caminhada de mestranda. Aos dois, a minha eterna e sincera gratidão.

Ao professor Gustavo André Simon, pelo auxílio nas análises estatísticas.

À professora Salete Zordan, pela assistência prestada para a conclusão deste.

Aos técnicos de laboratório José Carlos Bento, Eder Souza Araújo, Fernando Souza Ferreira e Marley Gomes de Melo, pela assistência, disposição e amizade.

Ao técnico de campo Silvino, pelo auxílio na montagem dos experimentos de campo.

Às servidoras da Secretaria Acadêmica, Lucélia Tavares Medeiros do Carmo e Rízzia Ribeiro Arantes, pelos trabalhos prestados e pela convivência durante a importante trajetória da vida de mestranda.

Aos colegas de Curso, André Katsuo Shimohiro, Silvana Cristina Prando, Tatiane Lika Hattori Rodrigues, Santiel Alves Vieira Neto, Jeander Oliveira Caetano, Carlo Adriano Böer, Marcos Lima do Carmo, Waldir Franzini, Joaquim Júlio de Almeida Júnior, Gislaine Almeida Ribeiro, Geovana Eliza Gonçalves, pelo período em que estivemos juntos e dividimos angústias, alegrias e muitos sentimentos que fortaleceram nossa amizade, e pelos momentos de descontração, que também contribuíram para aliviar as tensões.

Aos amigos e a todos que participaram desta etapa da minha vida, em especial: Eleida de Melo, Stella Garcia Guimarães, Thiago Barros, Mara Cristina, Rodrigo do Prado, Diego Gonçalves, Gleiciano, Tatiana Zordan, Eduardo Franco, Pastor Sérgio Aquino, Pastora Lízia Aquino e, pela incansável ajuda nos momentos de aflição, pelo incentivo permanente e paciência nos momentos de angústia. E, a você querido, Ricardo Santiago, com muito

carinho.

Aos pesquisadores da Embrapa Milho e Sorgo, em nome do Dr. Egídio Arno Konzen, Ramon Costa Alvarenga e Derli Prudente Santana.

À Perdigão Agroindustrial S.A., pelo apoio na realização deste trabalho, em nome de Fernando Ferreira Pimenta e Luciano Paganini.

Às instituições que me ajudaram em minha formação: UCG - Universidade Católica de Goiás, FESURV – Universidade de Rio Verde e Embrapa - Solos (Cnps).

Enfim, a todos aqueles que, direta ou indiretamente, fizeram-se presentes, torceram pelo meu sucesso e contribuíram para que esta pesquisa se tornasse realidade. A todos, minha sincera gratidão.

“Sou mais que vencedora em Cristo Jesus.

Nova criatura sou, as coisas antigas
já passaram e eis que se fizeram novas”.

BIOGRAFIA

SHINAYDER CRISTINA GUIMARÃES SANTOS, filha de Darci Aparecida Guimarães Santos e João Marques Santos, nasceu no dia 29 de janeiro de 1978, em Rio Verde, Goiás. Em 1996, ingressou no curso de Ciências Biológicas da Universidade de Rio Verde, estado de Goiás, concluindo-o em dezembro de 2000, pela Universidade Católica de Goiás, em Goiânia, Goiás. Iniciou o curso de mestrado em Produção Vegetal, pela FESURV - Universidade de Rio Verde, em agosto de 2004, defendendo a dissertação em outubro de 2007.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	viii
LISTA DE FIGURAS.....	ix
RESUMO GERAL.....	xi
ABSTRACT.....	xiiI
1 INTRODUÇÃO GERAL.....	1
2 REVISÃO DA LITERATURA.....	3
2.1 Caracterização dos dejetos líquidos de suínos.....	3
2.2 Composição físico-química dos dejetos líquidos de suínos e armazenamento.....	4
2.3 Uso dos dejetos de suínos como fertilizante.....	5
2.4 Dejetos líquidos de suínos como poluente da água.....	6
2.5 Monitoramento do impacto ambiental com uso de dejetos líquidos de suínos na agricultura.....	7
2.6 Avaliações da qualidade da água e Lixiviação de Nitrogênio.....	8
REFERÊNCIAS.....	12
CAPÍTULO 1	18
LIXIVIAÇÃO DE NITROGÊNIO EM LATOSSOLO VERMELHO CULTIVADO COM SOJA APÓS APLICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS.....	18
RESUMO.....	18
ABSTRACT.....	19
1 INTRODUÇÃO.....	20
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	22
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	24
3.1 Precipitação.....	24
3.2 Percolação de água.....	25
3.3 Teores de Nitrogênio no percolado.....	27
3.4 Perdas de nitrogênio.....	30
4 CONCLUSÕES.....	35
5 REFERÊNCIAS.....	36
CAPÍTULO 2	41
LIXIVIAÇÃO DE NITROGÊNIO EM LATOSSOLO VERMELHO CULTIVADO COM MILHO APÓS APLICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS.....	41

RESUMO.....	41
ABSTRACT.....	42
1 INTRODUÇÃO.....	43
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	45
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	48
3.1 Precipitação.....	48
3.2 Percolação de água.....	48
3.3 Teores de N-NH ₄ ⁺ e N-NO ₃ ⁻ na água percolada.....	51
3.4 Perdas de Nitrogênio (N-NH ₄ ⁺ e N-NO ₃ ⁻).....	55
4 CONCLUSÃO.....	61
REFERÊNCIAS.....	61

LISTA DE TABELAS

TABELA 1	Categorias de animais e produção de dejetos líquidos de suínos.....	4
TABELA 2	Análise descritiva das características físicas e químicas dos dejetos líquidos de suínos do sistema produtor de leitões (SPL) e do sistema vertical terminador (SVT), na região de Rio Verde (GO).....	5
TABELA 3	Quantidades de N, P ₂ O ₅ e K ₂ O fornecidos à cultura da soja conforme os tratamentos.....	23
TABELA 4	Quantidade de N, P ₂ O ₅ e K ₂ O fornecidos à cultura do milho de acordo com os tratamentos.....	46

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1	Esquema representativo dos lisímetros.....	23
FIGURA 2	Precipitação pluviométrica diária ocorrida na área experimental após a aplicação dos dejetos líquidos de suínos (DLS) no período de 13/10/04 à 05/04/05.....	25
FIGURA 3	Volume médio de água percolada com aplicações de 25 m ³ ha ⁻¹ (a) e 100 m ³ ha ⁻¹ (b) de dejetos líquidos de suínos e 370 kg ha ⁻¹ de adubo mineral (c) durante o cultivo da soja na safra 2004/2005.....	26
FIGURA 4	Estádios fenológicos da cultura da soja.....	27
FIGURA 5	Teores de N-NH ₄ ⁺ e N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹) na água percolada conforme a aplicação de 25 m ³ ha ⁻¹ (a) e 100 m ³ ha ⁻¹ (b) de dejetos líquidos de suínos e 370 kg ha ⁻¹ de adubo mineral (c) durante o cultivo da soja na safra 2004/2005.....	29
FIGURA 6	Quantidade total de N-NH ₄ ⁺ e N-NO ₃ ⁻ no percolado (g ha ⁻¹) com a aplicação de 25 m ³ ha ⁻¹ (a) e 100 m ³ ha ⁻¹ (b) de dejetos líquidos de suínos e 370 kg ha ⁻¹ de adubo mineral (c) durante o cultivo da soja na safra 2004/2005.....	32
FIGURA 7	Quantidade acumulada de N-NH ₄ ⁺ e N-NO ₃ ⁻ no percolado (g ha ⁻¹) com a aplicação de 25 m ³ ha ⁻¹ (a) e 100 m ³ ha ⁻¹ (b) de dejetos líquidos de suínos e 370 kg ha ⁻¹ de adubo mineral (c) durante o cultivo da soja na safra 2004/2005.....	34
FIGURA 8	Esquema representativo dos lisímetros.....	46
FIGURA 9	Precipitação total ocorrida na área experimental durante o período de 04 de outubro de 2005 à 26 de abril de 2006.....	48
FIGURA 10	Volume de água percolada (L m ⁻²) com aplicação de 50 e 200 m ³ ha ⁻¹ de dejetos líquidos de suínos e 570 kg ha ⁻¹ de adubo mineral conforme a precipitação durante o cultivo do milho na safra 2005/2006.....	50
FIGURA 11	Teores de N-NH ₄ ⁺ e N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹) na água percolada conforme a aplicação de 50 e 200 m ³ ha ⁻¹ de DLS e 570 kg ha ⁻¹ de adubo mineral durante o cultivo do milho na safra 2005/2006.....	53
FIGURA 12	Quantidade total de N-NH ₄ ⁺ e N-NO ₃ ⁻ lixiviados conforme a quantidade de água percolada (g ha ⁻¹) com a aplicação de 50 e 200 m ³ ha ⁻¹ de dejetos líquidos de suínos e 570 kg ha ⁻¹ de adubo mineral durante o cultivo do milho na safra 2005/2006.....	57

FIGURA 13 Quantidade acumulada de N-NH_4^+ e N-NO_3^- lixiviados conforme a quantidade de água percolada (g ha^{-1}) com a aplicação de 50 e 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos e 570 kg ha^{-1} de adubo mineral durante o cultivo do milho na safra 2005/2006..... 59

RESUMO GERAL

SANTOS, Shinayder Cristina Guimarães, M.Sc., Universidade de Rio Verde, setembro de 2007. **Lixiviação de nitrogênio em um Latossolo vermelho cultivado com soja e milho após aplicação de dejetos líquidos de suínos.** Orientadora Prof^ª. Dr^ª. June Faria Scherrer Menezes. Co-orientador Dr. Vinicius de Melo Benites

Visando à busca de soluções para amenizar o destino dos dejetos líquidos de suínos, e dar subsídio para o sistema de suínos confinados, a utilização destes resíduos na agricultura fez-se necessária. O objetivo deste trabalho foi avaliar os teores de amônio (N-NH_4^+) e nitrato (N-NO_3^-) lixiviados nos percolados provenientes das aplicações de dejetos líquidos de suínos e adubo mineral, durante duas safras consecutivas. No primeiro ano (2004/2005) cultivou-se soja, utilizando doses de 25 e 100 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos (DLS) e 370 kg ha^{-1} do formulado 02-20-18, correspondentes à 16,2, 65 e 7,4 kg ha^{-1} de N; e 4,3, 17,4 e 74 kg ha^{-1} de P_2O_5 e 33,5, 134 e 66,6 kg ha^{-1} de K_2O , respectivamente. No segundo ano (safra 2005/2006) cultivou-se milho, utilizando doses de 50 e 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ DLS e 540 kg ha^{-1} do formulado 04-14-08, correspondentes à 30 e 120 kg ha^{-1} de N e 122 kg ha^{-1} (22,8 kg ha^{-1} de N + 100 kg ha^{-1} de N na forma de uréia em cobertura aos 45 dias após o plantio); 5,0, 20,0 e 79,8 kg ha^{-1} de P_2O_5 e 60,0, 240,0 e 45,6 kg ha^{-1} de K_2O . Durante a safra mediu-se a quantidade de água percolada por meio de lisímetros conforme a precipitação ocorrida na área. As perdas de água percoladas foram influenciadas e proporcionais à precipitação pluvial nos dois experimentos. Ocorreram lixiviações de nitrogênio nos dois experimentos e todos os tratamentos, independentemente das doses utilizadas. A lixiviação do nitrogênio foi proporcional a água percolada, ou seja, quanto maior a precipitação pluvial ocorrida, maior a percolação de água e maiores foram os teores de N no lixiviado. No ano em que se cultivou soja, os maiores teores de N-NH_4^+ detectados no lixiviado foram 2,14 mg L^{-1} e 2,84 mg L^{-1} , aos 80 e 90 dias após aplicação dos dejetos, com a dose de 25 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de DLS. Os maiores teores de N-NO_3^- determinados no lixiviado foram de 4,1 mg L^{-1} a 5,8 mg L^{-1} , aos 60 e 85 dias após aplicação dos dejetos, com a dose de 100 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos. No segundo ano, durante a safra 2005/2006, com a cultura do milho, os maiores teores de N-NH_4^+ determinados no lixiviado, foram 1,95 mg L^{-1} e 2,34 mg L^{-1} , correspondentes aos 50 e 75 dias após aplicação dos dejetos, com a dose de 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de DLS. Os maiores teores de N-NO_3^- detectados no lixiviado, foram de 3,66 mg L^{-1} e 5,16 mg L^{-1} , entre 50 e 75 dias após aplicação dos dejetos, com a dose de 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de dejetos. Os teores de N-NH_4^+ no percolado foram acima de 1,5 mg L^{-1} , sugerindo possível contaminação da água subterrânea por N-NH_4^+ . Todos os teores de N-NO_3^- no percolado avaliados estavam abaixo do teor de contaminação determinado pela Organização Mundial de Saúde, correspondente a 10 mg L^{-1} de N-NO_3^- . Porém, a dose de 100 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos apresentou maior frequência de elevados teores de N-NO_3^- no percolado e, também, maiores perdas acumuladas de N por lixiviação. As perdas totais de N, no ciclo de desenvolvimento da soja, com tratamentos de 25 e 100 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos e com adubação mineral foram de 6,8; 3,8 e 2,6 kg ha^{-1} , respectivamente. As perdas de N, durante o ciclo de desenvolvimento da cultura do milho, com as doses de 50 e 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos e com adubação mineral foram de 14,5, 18,6 e 13,5 kg ha^{-1} respectivamente, sendo a dose de 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos, a que promoveu maiores teores de N-NO_3^- no percolado e, também, a que obteve maiores perdas acumuladas de N por lixiviação. As perdas de água por

percolação não são influenciadas pelos volumes de dejetos líquidos de suínos aplicados; com a aplicação de doses elevadas de dejetos líquidos de suínos é verificada maior frequência de elevados teores de N-NO_3^- no percolado; Há maiores perdas de N-NO_3^- do que de N-NH_4^+ por lixiviação; as menores perdas acumuladas de N são obtidas com adubação mineral.

Palavras-chave: água subterrânea; amônia; contaminação; nitrato.

ABSTRACT

SANTOS, Shinayder Cristina Guimarães, M.Sc., Universidade de Rio Verde, setembro de 2007. **Nitrogen leaching in a Red Latosol (oxisol) under application of liquid swine manure cultivated with soybean and corn.** Advicer Dr. June Faria Scherrer Menezes. Co-advicer Dr. Vinicius de Melo Benites.

Aiming to find solutions to alleviate this environmental problem, and make allowance for the system of pigs confined, the use of this waste in agriculture has to be necessary. The objective of this study was to evaluate the amount of ammonium (N-NH_4^+) and nitrate (N-NO_3^-) in percolate leaching from fertilization with liquid swine manure and mineral fertilizer, for two consecutive growing seasons. Nine lysimeters were installed and it was applied the different doses of liquid swine manure and mineral fertilizer. In the first year (2004/2005) was cultivated soybean crop, using doses of 25 and 100 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ of liquid swine manure (LSM) and 370 kg ha^{-1} of mineral fertilizer, corresponding to 16.2, 65.0 and 7.4 kg ha^{-1} of N; and 4.3, 17.4 and 74.0 kg ha^{-1} of P_2O_5 , and 33.5, 134.0 and 66.6 kg ha^{-1} of K_2O , respectively. In the second year (season 2005/2006) is cultivated maize crop, using doses of 50 and 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ DLS and 540 kg ha^{-1} of mineral fertilizer, corresponding to 30 and 120 kg ha^{-1} de N, and, 122 kg ha^{-1} de N (22.8 kg ha^{-1} of N plus split application of 100 kg ha^{-1} of N in coverage as urea source) and mineral fertilizer, 5.0, 20.0 and 79.8 kg ha^{-1} of P_2O_5 , and 60.0, 240.0 and 45.6 kg ha^{-1} of K_2O . During the growing season it was measured the percolating through lysimeters depending on rainfall occurred in area. As loss of water percolation were influenced by and proportionate to the rainfall in the two experiments. There were nitrogen leaching in the two experiments and all treatments, regardless of the doses used. The nitrogen leaching was proportional the amount of water percolate. How intense the rainfall, it was greater the percolation of water and increased the amount of nitrogen leaching. In the year cultivated with soybean crop, the largest amounts of N-NH_4^+ leaching detected were 2.14 mg L^{-1} and 2.84 mg L^{-1} , between 80 and 90 days after application of dejection, using a dose of 25 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ of LSM. The largest amounts of N-NO_3^- leaching were 4.1 mg L^{-1} to 5.8 mg L^{-1} , between 60 and 85 days after application of dejection, with a dose of 100 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ of liquid swine manure. In the second year 2005/2006 growing season, using corn crop, the largest amounts of N-NH_4^+ leaching were 1.95 mg L^{-1} and 2.34 mg L^{-1} , into 50 to 75 days after application of dejections, using 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ of LSM. The largest amounts of N-NO_3^- leaching were 3.66 mg L^{-1} and 5,16 mg L^{-1} , between 50 and 75 days after application of dejection, applied 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ of LSM. All amounts of N-NO_3^- evaluated in percolate were below the level of contamination determined by the World Health Organization, corresponding to 10 mg L^{-1} of N-NO_3^- . However, the dose of 100 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ of liquid swine manure showed higher frequency of high levels of N-NO_3^- in percolate and also higher accumulated losses of nitrogen leaching. The total losses of N, in the growing season with soybean crop, using the treatments, 25 and 100 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ of liquid swine manure and mineral fertilizer were 6.8, 3.8 and 2.6 kg ha^{-1} , respectively. During the growing season using corn, the losses of N were 14.5, 18.6 and 13.5 kg ha^{-1} applied the doses of 50 and 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ of liquid swine manure and chemical fertilizer, respectively. The dose of 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ of liquid swine manure promoted higher concentrations of N-NO_3^- in percolate and also the biggest accumulated losses of N leaching. The doses of swine manure did not affect the quantity of percolate water; elevated doses of LSM obtain more frequency of high amount of N-NO_3^- leaching.

Key words: ammonium; contamination; groundwater; nitrate.

1 INTRODUÇÃO GERAL

O desenvolvimento da suinocultura é um importante fator do desenvolvimento econômico nacional, gerando efeitos multiplicadores de renda e emprego em todos os setores da economia, intensificando a demanda de insumos agropecuários, a expansão e a modernização dos setores de comercialização e agroindústrias (Roesler & Cesconeto, 2007). No cenário nacional, a suinocultura vem-se destacando a cada ano, crescendo tanto em quantidade quanto em qualidade, devido a sua alta qualidade técnica e produtiva. A região Sudoeste do estado de Goiás, por ser destaque na produção de grãos, despertou o interesse de agroindústrias, principalmente de suínos e aves, a se estabelecerem na Região.

A implantação das agroindústrias de aves e suínos viabilizou a implantação de inúmeras granjas de criação de suínos. No entorno de Rio Verde, há cerca 108 núcleos de SVT (Sistema Vertical Terminal) e 34 núcleos de SPL (Sistema de Produção de Leitões), isso, conseqüentemente, aumentou a oferta de dejetos líquidos de suínos, atualmente de 1,8 milhões de $m^3 \text{ ano}^{-1}$ (Ferreira, 2007). Devido à grande oferta dos dejetos na Região, vem crescendo o uso desses no solo, como alternativa de adubação nas principais culturas, tais como milho e soja.

A possibilidade de aplicar os dejetos líquidos de suínos com fins agrícolas, como forma de compatibilizar adequadamente as necessidades de uso de fertilizantes e destino final desses rejeitos, vem sendo considerada promissora. Entretanto, esses dejetos, muitas vezes, apresentam desequilíbrio de nutrientes e elementos tóxicos à saúde humana, de forma que seu caráter poluente deve ser considerado.

Os dejetos podem ser utilizados como fonte nutricional para os vegetais, pois possuem concentrações significativas de nutrientes como o nitrogênio. Podem também promover a melhoria da estrutura física, química e biológica do solo, potencializando, dessa forma, o rendimento das plantas. Assim, os dejetos seriam convertidos em produto comercial, diminuindo seu potencial poluente.

O que poderia ser considerado um problema ambiental, pode tornar-se fonte de renda para os produtores com aproveitamento dos recursos orgânicos naturais. Para isso é fundamental a elaboração de um plano técnico de manejo e adubação, considerando a composição química do dejetos, a área a ser utilizada, a fertilidade e o tipo de solo e as exigências nutricionais da cultura a ser implantada.

Os dejetos líquidos de suínos podem poluir mananciais, constituir-se fonte de contaminação ambiental por apresentar altos teores de nitrato e amônio, podendo atingir níveis tóxicos no solo e na água, trazendo riscos de contaminação de lençol freático, disseminando doenças, oferecendo maior risco de contaminação das pessoas com patógenos, além de produzir odores característicos da criação, se forem lançados na natureza sem nenhum tratamento prévio.

É de suma importância o monitoramento de áreas que recebem resíduos da suinocultura, com a realização de pesquisas relacionadas à contaminação do solo e da água, tanto superficial quanto subterrânea, principalmente devido aos altos teores de nitrato e amônio.

Dessa forma, os objetivos do trabalho foram determinar os teores de N-NH_4^+ e N-NO_3^- lixiviados, diariamente e acumulados, durante o cultivo de soja, conforme a precipitação pluvial e das diferentes adubações; e determinar os teores de N-NH_4^+ e N-NO_3^- lixiviados, diariamente e acumulados durante o cultivo do milho, conforme a precipitação pluvial e as diferentes adubações, de modo a fornecerem resultados que orientem a otimização do uso de dejetos líquidos de suínos pelos produtores, minimizando custos e impactos ambientais.

2 REVISÃO DE LITERATURA GERAL

2.1 Caracterizações dos dejetos líquidos de suínos

Atualmente, a suinocultura é intensiva, ou seja, há concentração de muitos animais em pequenas áreas, resultando em produção de grandes quantidades de dejetos. A quantidade de dejetos varia com a fase de desenvolvimento do suíno, se tornando um dado fundamental para o planejamento das instalações de coleta, estocagem e definição dos equipamentos a serem utilizados para o transporte e distribuição do mesmo na lavoura (Dartora et al., 1998).

O termo dejetos líquidos de suínos é utilizado para designar um conjunto de elementos que conferem a este, algumas características peculiares. Segundo Kunz & Palhares (2004) os dejetos líquidos são formados, basicamente, por fezes, urina, restos de ração e água, podendo ter outros elementos em menor quantidade como cerdas e restos de parição. Analisando sua constituição básica, muitas variáveis podem influenciar nas características dos dejetos líquidos de suínos, entre as mais importantes estão: a idade e o sexo dos animais; os ingredientes da ração (granulometria e digestibilidade); o conforto térmico proporcionado aos animais, o manejo da granja, e principalmente, a quantidade de água utilizada (Kunz & Palhares, 2004).

O manejo da água na granja (desperdício de água em bebedores e lavagem excessiva das baias), o tipo de instalações para o transporte, armazenamento e tratamento dos dejetos são condicionantes que alteram as características dos dejetos pela excessiva adição de água. Um animal consome, em média, 2,4 kg de ração e 5 litros de água por dia, sendo que apenas 30% dos alimentos ingeridos são convertidos pelo organismo em forma de crescimento e ganho em peso, sendo o restante eliminado pelas fezes e urina (Mamede, 1980).

Há uma produção média, por animal, de 8,6 litros de dejetos líquidos de suínos ao dia, sendo indispensável à avaliação da quantidade de dejetos líquidos de suínos no planejamento de uma criação confinada, pois, além de atribuir à adequação da estrutura de manejo e estocagem para a utilização dos mesmos, evita o risco de escoamento para os cursos naturais de água, preservando o meio ambiente (Konzen, 1983; Oliveira, 1993).

Somente é possível determinar o destino mais apropriado dos dejetos líquidos provenientes da criação de suínos, mediante o conhecimento dos teores dos elementos constituintes destes (Konzen, 1983). Deve-se notar que os dejetos líquidos de suínos podem apresentar grandes variações nos teores de seus elementos componentes, dependendo da

diluição à qual forem submetidos e da modalidade como são manuseados e armazenados (Konzen; Bastos, 1997).

2.2 Composição físico-química dos dejetos líquidos de suínos e armazenamento

Os teores de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K), nos dejetos, estão relacionados com a qualidade dos alimentos consumidos pelos animais. Em média, cerca de 75% do nitrogênio, 80% do fósforo e 85% do potássio, presentes nos alimentos, são excretados nas fezes (Diesel et al., 2002).

A quantidade e composição dos dejetos produzidos variam conforme a categoria dos animais, tipo de alimentação, quantidade de água, tipo de manejo adotado (Tabela 1).

Tabela 1. Categorias de animais e produção de dejetos líquidos de suínos

Categorias dos animais	Esterco	Esterco+Urina	Dejetos Líquidos
Leitões de 25 a 100 kg	2,30	4,90	7,00
Matrizes para reposição, cobrição e gestantes	3,60	11,00	16,00
Matrizes em lactação com leitões	6,40	18,00	27,00
Machos reprodutores	3,00	6,00	9,00
Leitões em creche	0,35	0,95	1,40
Média	2,35	5,80	8,60

Fonte: Oliveira (1993) citado por Prando (2007).

A composição dos dejetos líquidos de suínos dos sistemas SPL e SVT da região de Rio Verde é mostrado na Tabela 2.

Os dejetos líquidos de suínos, produzidos na região de Rio Verde – GO possuem menores teores de matéria seca do que os determinados no oeste catarinense, provavelmente devido às maiores quantidades de água utilizadas no processo de limpeza, ou às maiores temperaturas locais propiciando uma rápida decomposição das partículas orgânicas presentes nos dejetos líquidos de suínos. Porém os dejetos do SVT possuem maiores teores de nutrientes que os dejetos líquidos de suínos do SPL (Prando, 2007), desta maneira, podem ser aplicados ao solo em maiores quantidades (m³ ha⁻¹) para suprir as exigências nutricionais das culturas.

Tabela 2. Análise descritiva das características físicas e químicas dos dejetos líquidos de suínos do sistema produtor de leitões (SPL) e do sistema vertical terminador (SVT), na região de Rio Verde (GO)

Características	Mínimo	Média	Máximo	Mínimo	Média	Máximo
	SPL			SVT		
Densidade (kg m ⁻³)	1002	1007	1016	1004	1009	1021
pH	6,88	7,57	8,14	6,72	7,88	8,82
MS (kg m ⁻³)	0,91	6,36	27,19	1,80	9,15	37,73
MO (kg m ⁻³)	0,33	3,74	9,69	0,93	6,99	39,93
N (kg m ⁻³)	0,39	1,00	1,75	0,18	1,37	3,85
P ₂ O ₅ (kg m ⁻³)	0,04	0,28	2,00	0,04	0,33	4,36
K ₂ O (kg m ⁻³)	0,46	0,91	2,05	0,56	1,60	2,90
NPK (kg m ⁻³)	0,91	2,19	5,01	1,15	3,30	10,36

Fonte: Prando, 2007.

O armazenamento dos dejetos líquidos de suínos é feito em lagoas impermeabilizadas, com mantas de 800 micras de espessura, para que os dejetos não infiltrem no solo, evitando a contaminação do mesmo e também a lixiviação de nutrientes para o lençol freático. Além do dimensionamento adequado, para a segurança total de não-poluição ao meio ambiente e para evitar perdas de componentes que podem ser utilizados nas culturas agrícolas, são imprescindíveis as impermeabilizações perfeitas dos reservatórios e a pré-definição de um programa de utilização dos dejetos (Konzen & Bastos, 1997).

2.3 Uso dos dejetos de suínos como fertilizante

Os dejetos líquidos de suínos são fertilizantes que possuem características reconhecidas e aceitas para o seu uso na produção agrícola (Konzen et al., 1998), pois contêm quantidades apreciáveis de N, P e K, que podem ser aproveitados pelas culturas. Entretanto, são reciclados como adubo nas propriedades produtoras, mas nem sempre de forma racional e que seguem alguns critérios técnicos (extração de nutrientes, exigência nutricional da cultura, análise do solo, análise do dejetos). Sem a composição dos dejetos líquidos de suínos o produtor não tem conhecimento do valor fertilizante do produto armazenado e nem de seu poder poluente.

A dose a ser aplicada depende dos teores dos nutrientes, tipo de solo, exigência nutricional da cultura e proximidade do lençol freático, sugere-se, se necessário, completar a adubação com fertilizantes minerais e adequar a dose à quantidade de nitrogênio presente, visando atender à necessidade de cada cultura (Dartora et al., 1998). Embora os dejetos de suínos denotem eficiência como adubo, a aplicação deve ser cercada de cuidados.

Os dejetos de suínos, por mais privilegiados que seja seu potencial de uso como fertilizante, devem ser considerados como resíduo poluente e que, ao serem dispostos na natureza sem os necessários cuidados, causarão impactos ambientais significativos aos solos, às águas superficiais e subterrâneas (Seganfredo, 2000).

2.4 Dejetos líquidos de suínos como poluente da água

Até a década de 70, os dejetos líquidos de suínos não constituíam fator preocupante, pois a concentração de animais era pequena e os solos tinham capacidade para absorvê-los ou eram utilizados como adubo orgânico no solo (Konzen, 1995). Atualmente, estudos são realizados com o propósito de obter as melhores recomendações técnicas de manejo para disposição dos dejetos líquidos de suínos no solo, evitando os impactos ambientais e dando sustentabilidade econômica ao sistema de criação e suínos confinados (Bley Jr, 2004).

Os resíduos produzidos pelos suínos podem ser uma fonte de alteração ambiental, tanto pela oferta de nutrientes, quando mal manjados, quanto pela contaminação das águas superficiais, das águas subterrâneas ou lençol freático, além de alterarem as qualidades químicas do solo (Thomé Filho, 1997).

A capacidade poluente dos dejetos líquidos de suínos é considerada alta, pois uma granja com 600 animais possui poder poluente semelhante ao de um núcleo populacional de, aproximadamente, 2.100 pessoas (Barnabé, 2001). Segundo Diesel et al. (2002), a causa principal da poluição é o lançamento direto dos dejetos de suínos, sem o devido tratamento, nos cursos de água, o que acarreta desequilíbrios ecológicos e poluição devido à redução do teor de oxigênio dissolvido na água, disseminação de patógenos e contaminação da água potável com N, seja na forma amoniacal (N-NH_4^+) ou nítrica (N-NO_3^-) e outros elementos tóxicos, tais como os metais pesados.

O N é um nutriente encontrado em alto teor nos dejetos, sendo de $0,13 \text{ kg m}^{-3}$ a $4,15 \text{ kg m}^{-3}$, dependendo da densidade e do teor de matéria orgânica (Prando, 2007). A fração orgânica constitui a maior porção do N no dejetos. As formas minerais (nítrica e amoniacal), embora representem pequena fração do N total, apresentam-se prontamente disponíveis para

as plantas, enquanto o N orgânico deverá sofrer o processo de mineralização, transformando-o lentamente em formas minerais, para só então ser absorvido pelas plantas (Basso, 2003).

Pesquisas relacionadas com a movimentação do N no solo e na água pelo uso de dejetos líquidos de suínos são ainda recentes nas condições tropicais, mas é imprescindível, pois estes apresentam, em sua composição, elementos nitrogenados como o nitrato (NO_3^-) e amônio (NH_4^+), que em teores excessivos, podem lixiviar e contaminar o lençol freático (Pratt et al., 1976).

Dynia (2000) constatou que o nitrato apresenta mobilidade acentuada em solos tropicais, com acúmulo do íon entre 220 a 460 cm de profundidade, em solo argiloso, e entre 340 a 600 cm de profundidade, em solo arenoso, portanto, muito abaixo da zona de exploração radicular da maioria das culturas, podendo contaminar solo e água.

A lixiviação de nitrato, através do perfil do solo e o transporte do fósforo via escoamento superficial, são colocados na literatura internacional como os dois principais problemas de impacto ambiental na qualidade da água em locais de intensa criação de animais (Hatfield, 1998), sendo que o teor de N nos dejetos e o requerimento pelas culturas são parâmetros freqüentemente usados para estabelecer dosagens a serem aplicadas (Mugwira, 1979). Assim, pode-se minimizar a lixiviação de nitrato e a possível contaminação de águas subsuperficiais (Sims & Boswell, 1980).

Em resumo, pode-se afirmar que a melhoria da fertilidade do solo e o aumento da produtividade das culturas não devem ser os únicos objetivos dos programas de reciclagem de esterco e resíduos agroindustriais na agricultura. Nos projetos devem ser incluídos, também, a proteção ambiental do solo e dos recursos hídricos (Scherer et al, 1996).

2.5 Monitoramento do impacto ambiental com uso de dejetos líquidos de suínos na agricultura

A busca de alternativas viáveis para disposição de dejetos líquidos de suínos enquadra-se na preocupação mundial, referente à gestão adequada de resíduos, baseada nos seguintes princípios: para todos os resíduos devem ser buscados os meios de minimização da produção, maximização do reuso e da reciclagem e a promoção da disposição e tratamento ambientalmente adequados (Lara et al., 2001). A definição do sistema de disposição final dos dejetos líquidos de suínos deverá levar em consideração os aspectos técnicos, econômicos, operacional e ambiental e as características do dejetos, procurando garantir a forma mais adequada de disposição (Konzen et al., 1998).

No processo de disposição final de resíduos, a avaliação dos riscos e impactos ambientais decorrentes da prática a ser adotada é necessária para a garantia da saúde humana e do meio ambiente, procurando-se alternativas de controle desses impactos. Cabe lembrar que toda empresa geradora de resíduo deve ser responsável pelo seu destino seguro e adequado (Lara et al., 2001).

Segundo o Conselho Nacional de Meio Ambiente (Brasil, 2006a), considera-se impacto ambiental qualquer alteração das propriedades física, química e biológica, causadas por qualquer forma de energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam: a saúde, a segurança e o bem-estar da população; as atividades sociais e as econômicas; a biota; as condições estéticas e as sanitárias do meio ambiente e a qualidade dos recursos ambientais.

2.6 Avaliações da qualidade da água e lixiviação de nitrogênio

A água é fundamental para a manutenção da vida, razão pela qual se faz importante saber como ela se distribui no nosso planeta, e como ela circula de um meio para outro (Botelho et al., 2001). Segundo Cravo et al. (1998), a superfície terrestre é coberta por 75% de água, em que cerca de 97,2 % constitui-se de águas salgadas. De acordo com Von Sperling (1996), da água disponível, apenas 0,8 % pode ser utilizada mais facilmente para abastecimento público. Desta fração de 0,8 %, apenas 3,0 % apresenta-se na forma de água superficial, de extração mais fácil.

As águas subterrâneas constituem importante fonte de abastecimento de água em todo o mundo, tendo-se verificado, nas últimas décadas, uma grande atividade no aproveitamento desses recursos e, como consequência, tem ocorrido expressivo incremento nos conhecimentos científicos, tecnológicos e legais na área da hidrogeologia, comparativamente maior que em qualquer outra área da hidrologia (Botelho et al., 2001).

Problemas ambientais com as águas subterrâneas são comuns, variando quanto ao tipo e grau de gravidade. Podem ser causados por contaminação e ou, aqueles causados por superexploração, sendo a maior parte dos contaminantes proveniente dos usos urbanos, industrial e da agricultura. Em áreas não-industrializadas, a poluição pode ser atribuída a origens diversas tais como: fertilizantes, pesticidas, fossas sépticas, drenagens urbanas e poluição do ar e das águas de superfície (Botelho et al., 2001).

A qualidade da água pode ser representada através de diversos parâmetros, que traduzem as suas principais características físicas, químicas (Von Sperling, 1996)

e biológicas. Dentro dos parâmetros químicos, os teores de nitrogênio, tanto de amônio como de nitrato se destacam.

Segundo Souza e Lobato (2002), denomina-se lixiviação a descida do nitrato com a água no perfil do solo. No cerrado, o processo de lixiviação é considerado de grande importância, principalmente em áreas de alta precipitação e de solos bem drenados. Esse nitrogênio, juntamente com os outros nutrientes, não são absorvidos pelas raízes das plantas, uma vez que grande parte das raízes concentram-se em até 40 cm de profundidade, e a lixiviação transporta o nitrogênio e os outros nutrientes para as camadas mais profundas do perfil do solo, chegando até mesmo no lençol freático.

De acordo com Raij (1986), o nitrato é um ânion normalmente repellido pela superfície negativa das partículas do solo e, conseqüentemente, facilmente lixiviado do solo, podendo tal fato comprometer o sincronismo entre o N mineral disponível no solo e a cinética de absorção pelas plantas (Cartron; Weil, 1998; Basso; Ceretta, 2000).

Mompo (1992) cita que a lixiviação é o processo responsável pela contaminação das águas subterrâneas por nitrato. Contudo, esse processo é influenciado pela textura do solo, quantidade de adubo aplicado, tipo de adubação, exigência e absorção de N pelas plantas, quantidade e freqüência de precipitação pluvial, manejo da irrigação, condições de drenagem e dinâmica das transformações do N como mineralização, imobilização e desnitrificação (Campbell et al., 1993).

A contaminação de águas superficiais e subterrâneas, através da lixiviação de nitrato, tem se tornado uma séria ameaça à saúde humana, à vida silvestre e ao meio ambiente (Prunty; Montgomery, 1991). Por isso, a redução da perda de nitrato (N-NO_3^-) é importante por três razões: 1º) representa perda de N do solo disponível à planta (Errebhi et al., 1998); 2º) se perdido na forma de N_2O , poderá reforçar o aquecimento global e, com isso, reduzir também a água disponível, como conseqüência da maior evapotranspiração e das chuvas mais intensas que escoam; 3º) o N-NO_3^- lixiviado pode ingressar em rios e águas subterrâneas e iniciar processo de eutroficação em ecossistemas naturais normalmente pobres em N (Primavesi et al., 2002).

A quantificação das perdas de N, através da lixiviação de nitrato, é difícil devido a rápida mobilidade deste. Os métodos mais indicados e precisos são a utilização de N marcado e a avaliação em lisímetros de drenagem (Wolschick et al, 2000). Diversos trabalhos podem ser citados, avaliando-se nitrato lixiviado (Davis et al., 2000; Delgado et al., 2000; Diez et al., 2000; Duwig, 2000; Owens et al, 2000; Sogbedji, 2000; Erickson, 2001; Oliveira et al, 2001; Dinnes et al, 2002; Logsdon et al., 2002; Gonçalves, 2005; Assis, 2006).

Em geral, a presença de nitrato e amônio denuncia a existência de poluição recente, uma vez que essas substâncias são oxidadas rapidamente na água, graças, principalmente, à presença de bactérias nitrificantes. Por essa razão, constituem um importante índice da presença de despejos orgânicos recentes (Andreoli et al, 2001).

Nos E.U.A e no Brasil de acordo com a Resolução CONAMA nº. 20/86, a quantidade máxima tolerável de nitrogênio na forma de nitrato (NO_3^-), na água potável, é de 10 mg L^{-1} (USEPA, 1979), e o valor máximo permitido para amônio (NH_4^+) é de $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ (Gonçalves et al., 2006).

A quantidade natural de nitrato e amônia em águas superficiais é baixa ($<1 \text{ mg L}^{-1}$). Concentrações acima de 5 mg L^{-1} de nitrato (NO_3^-) normalmente indicam poluição por fertilizantes usados na agricultura, ou por dejetos humanos e animais (Oliveira et al., 2001).

Concentrações acima de $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ de nitrato desencadeiam o processo de proliferação de plantas. Em lagos, essa proliferação afeta o nível de oxigênio dissolvido (hipóxia), temperatura e passagem de luz, produção de endo e exotoxinas acumuladas nos tecidos de moluscos. Excesso de nitrato na água pode tornar-se tóxico para animais de sangue quente, uma vez que há transformação do nitrato (NO_3^-) para nitrito (NO_2^-) (Magalhães, et al., 1983).

A grande mobilidade do íon nitrato (NO_3^-) no solo, aliada à crescente utilização de fertilizantes minerais nitrogenados, e a necessidade cada vez maior de disposição de resíduos no solo, principalmente, composto de lixo, lodo de esgoto e dejetos líquidos de suínos estão contribuindo para o agravamento, em diversas regiões do planeta, dos problemas de eutrofização de águas de superfície, como lagos e rios e de contaminação de águas subterrâneas, as quais, muitas vezes, são a principal ou única fonte de água potável de grandes populações (Muchovej; Rechcigl, 1995; Hue, 1995). Elevados teores de nitrato no solo são benéficos para a produção mas, em alguns casos, podem potencializar a degradação da qualidade de águas subterrâneas (Hoffman et al., 1983).

De acordo com Oliveira (2000), na água com teores de N-NO_3^- , superiores a $3,0 \text{ mg L}^{-1}$ são consideradas contaminadas. Para consumo humano, são admitidas pela Legislação Brasileira e pela Organização Mundial de Saúde, concentrações de até 10 mg L^{-1} de N-NO_3^- na água (Agudo, 1987). O consumo de águas, acima do limite recomendado, pode ocasionar problemas de saúde em animais e humanos, especialmente em crianças menores que três anos de idade pelo risco de causar a doença denominada de metahemoglobinemia (Jenkinson, 2001). Embora o NO_3^- , possa ser uma ameaça a saúde pública do adulto, sua ingestão pode causar baixos níveis de oxigênio no sangue de crianças, sendo uma condição potencialmente

fatal (Spalding; Exner, 1993). Em adultos, no estomago, o íon nitrato é reduzido a nitrito, o qual leva à formação de nitrosaminas, que são substâncias de natureza carcinogênica (Melo, 2000).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUDO, E.G. **Guia de coleta e preservação de amostras de água**. São Paulo: CETESB, 1987. 150p.

ANDREOLI, C.V.; SPERLING, M.V. FERNANDES, F. **Lodo de esgotos: tratamentos e disposição final**. Belo Horizonte: UFMG/Companhia de Saneamento do Paraná, 2001. 484p.

ASSIS, F.O. **Poluição hídrica por dejetos de suínos: um estudo de caso na área rural do município de Quilombo, Santa Catarina**. 2006. 180f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2006.

BARNABÉ, M.C. **Produção e composição bromatológica da *Brachiaria brizantha* cv. Marandu adubada com dejetos líquidos de suínos**. 2001. 62f. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2001.

BASSO, C.J.; CERETTA, C.A. Manejo do nitrogênio no milho em sucessão a plantas de cobertura de solo, sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.24, n.4, p.905-915, out./dez. 2000.

BASSO, R.B. **Percolação de água e lixiviação de nitrogênio na cultura do milho com adubação química e com dejetos líquidos de suínos**. 2003. 25f. Monografia (Graduação em Agronomia) – Fesurv - Universidade de Rio Verde, Rio Verde. 2003.

BLEY JUNIOR, J.C. **Manual de gestão ambiental na suinocultura: projeto de controle da contaminação ambiental decorrente da suinocultura no estado do Paraná**. Curitiba: Convênio MMA-PNMII/SEMA/IAP/FUNPAR, 2004. 164p.

BOTELHO, C.G.; CAMPOS, C.M.M.; VALLE, R.H.P. do.; SILVEIRA, I.A. da. **Recursos Naturais Renováveis e Impacto Ambiental**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2001.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução Conama nº 001, de 23 de janeiro de 1986. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, 17 fevereiro de 1986. Disponível em: <<http://mma.gov.br/port/conama/res/res86/res0186.html>>. Acesso em: 15/11/2006a.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução Conama nº 20, de 18 de junho de 1986. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, 30 jun. 1986b. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res86/res2086.html>>. Acesso em: 15/11/2006b.

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

CARTON, J. M.; WEIL, R. R. Seasonal trends in soil nitrogen from injected or surface incorporated sewage sludge applied to corn. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**. v.29, n.1, p. 121-139, 1998.

CORREIA, A.D. **Bioquímica nos solos, nas pastagens e forragens**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian. 1983. 789p.

CRAVO, M.S.; MURAOKA, T.; GINÉ, M.F. Caracterização química de compostos de lixo urbano de algumas usinas brasileiras. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.22, p.547-553, 1998.

DARTORA, V.; PERDOMO, C.C.; TUMELERO, I.L. **Manejo de Dejetos de Suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves e Extensão/EMATER/RS, 1998. (EMBRAPA. Boletim Informativo, 11).

DAVIS, D.M.; GOWDA, P.H.; MULLA, D.J.; RANDALL, G.W. Modeling nitrate nitrogen leaching in response to nitrogen fertilizer rate and tile drain depth or spacing for southern Minnesota, USA. **Journal of Environmental Quality**, v.29, p.1568-1581, 2000.

DELGADO, J.A. FOLLET, R.F.; SHAFFER, M.J.; Simulation of nitrate-nitrogen dynamics for cropping systems with different rooting depths. **Soil Sci. Soc. Am. J.** v.64, p.1050-1054, 2000.

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. BIPERS nº 14. 2002.

DIEZ, J.A.; CABALLERO, R.; ROMAM, R.; TARQUIS, A.; CARTAGENA, M.C.; VALLEJO, A. Integrated fertilizer and irrigation management to reduce nitrate leaching in Central Spain. **Journal of Environmental Quality**, v.29, p.1539-1547, 2000.

DINNES, D.L. KARLEN, D.L.; JAYNES, D.B.; KASPAR, T.C.; HATFIELD, J.L., COLVIN, T.S.; CAMBRADELLA, C.A. Nitrogen Management Strategies to reduce nitrate leaching in tile-drained midwestern soils. **Agronomy Journal**, v.94, p.153-171, 2002.

DUWING, C.; BECQUER, T.; VOGELER, I.; VAUCLIN, M.; CLOTHIER, B. E. Water dynamics and nutrient through a cropped ferralsol in the loyalty islands. New Caledonia, **Journal of Environmental Quality**, v.29, p.1010-1019, 2000.

ERREBHI, M. et al. Potato yield response and nitrate leaching as influenced by nitrogen management. **Agronomy Journal**, v.90, n.1, p.10-15, 1998.

ERICKSON, J. E.; CISAR, J. L.; VOLIN, J. C.; SNYDER, G. H. Comparing nitrogen runoff and leaching between newly established St. Augustinegrass turf and alternative residential landscape. **Crop Sci**, v.41, p.1889-1895, 2001.

FERREIRA, Vinícius Araujo. **Utilização de dejetos líquidos de suínos na cultura da soja nas safras 2004/2005 e 2005/2006**. 2007. 30f. Monografia (Graduação em Agronomia) – Fesurv - Universidade de Rio Verde, Rio Verde, 2007.

GONÇALVES, C. S.; RHEINHEIMER, D. S.; KIST, S. L., PELEGRINI, J. B.; GASPARETTO, A. **Qualidade de Água em Propriedades rurais da Microbacia Hidrográfica do Arroio Lino**. Nova Boêmia. Disponível em: <http://www.ufsm.br/ppgcs/congressos/XIV_Reunião_brasileira_de_manejo_e_conservação_do_solo_e_da_água_realizada_em_Cuiabá_2005.pdf>. Acesso em: 04/08/2006.

GONÇALVES, F. T. de A. **Dinâmica do nitrogênio em solo tratado com lodo de esgoto e cultivado com café**. 2005. 65f. Dissertação (Mestrado em Gestão dos Recursos Agroambientais) – Instituto Agronômico de Campinas, Campinas, 2005.

HATFIELD, J. **Nutrient management & waste handling**. In: World Pork Symposium. Iowa, p.41-48, 1998.

HOFFMAN, G.J.; AYERS, R.S.; DOERING, E.J.; McNEAL, B.L. **Salinity in irrigated agriculture**. In: JENSEN, M.E. (Ed.) **Design and operation of farm irrigation systems**. St. Joseph: American Society of Agricultural Engineers, 1983. p. 145-185.

HUE, N.V. Sewage sludge. **In**: RECHCIGL, J.E., ed. Soil amendments and environmental quality. Boca Raton, CRC Press, 1995. p.199-168.

JENKINSON, D.S. The impact of humans on the nitrogen cycle, with focus on temperate arable agriculture. **Plant and Soil**, v.228, p.3-15, 2001.

KONZEN, E.A.; PEREIRA FILHO, I.A.; BAHIA FILHO, A.F.C.; PEREIRA, F.A. **Manejo do esterco líquido de suínos e sua utilização na adubação do milho**. Sete Lagoas: EMBRAPA/CNPMS, 1998. 31p. (EMBRAPA/CNPMS. Circular Técnica, 25).

KONZEN, E.A. **Avaliação quantitativa e qualitativa dos dejetos de suínos em crescimento e terminação, manejados em forma líquida**. 1980. 56f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 1980.

KONZEN, E.A. **Manejo e utilização de dejetos de suínos**. Concórdia: EMBRAPA/CNPMS. 1983. 32p. (EMBRAPA/CNPMS. Circular Técnica. 6).

KONZEN, E.A. Utilização do esterco líquido de suínos na adubação do milho. In: SEMINÁRIO SOBRE MANEJO E UTILIZAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS, 1, Ponte Nova, 1995. **Anais ...** Viçosa: EPAMIG, 1995. p.88-110.

KONZEN, E.A.; BASTOS, L.C. de. **Lagoas de estabilização natural para armazenamento de dejetos líquidos de suínos**. Sete Lagoas: EMBRAPA-Milho e Sorgo, 1997. 14p. (EMBRAPA. Documento, 9).

KUNZ, A. PALHARES. J.C.P. **A Importância do Correto Procedimento de Amostragem para Avaliação das Características dos Dejetos de Suínos**. Concórdia: EMBRAPA-CNPMS. 2004. 4p. (EMBRAPA-CNPMS. Comunicado Técnico 362).

LARA, A. I. de; ANDREOLI, C. V.; PEGORINI, E. S. Avaliação dos Impactos Ambientais e Monitoramento da Disposição Final do Lodo. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. (Coord.) **Lodo de Esgoto: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2001. cap.11. p.465-467.

LOGSDON, S.D. KASPAR, T.C.; MEEK, D.W.; PRUEGER, J.H. Nitrate leaching as influenced by cover crops in large soil monoliths. **Journal of Environmental Quality**, v.94, p.807-814, 2002.

MAGALHÃES, P.E.; DURÃES, F.O.M.; PAIVA, E. **Fisiologia da planta de milho**. Sete lagoas: EMBRAPA-CNPMS, 1983. (EMBRAPA-CNPMS. Circular Técnica, 20).

MAMEDE, R. A. **Consumo de água e relação água/ração para suínos em crescimento e terminação**. 1980. 23f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

MELLO, W.J.; MARQUES, M.O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: BETTIOL, W. e CAMARGO, O.A. (Coord.) **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: EMBRAPA - Meio Ambiente, 2000. p.109-141.

MOMPO, C. R. La agricultura y la contaminación de las aguas por nitrato. Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias. 1992, n. 7, 31p

MUGWIRA, L.M. Residual effect of dairy cattle manure on millet and rye forage and soil properties. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.8, n.1, p.251-255, 1979.

OLIVEIRA, F.C. **Disposição de lodo de esgoto e composto de lixo urbano num Latossolo Vermelho Amarelo cultivado com cana-de-açúcar**. 2000. 247f.. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2000.

OLIVEIRA, F.C.; MATTIAZO, M.E.; MARCIANO, C.R.; MORAES, S.O. Lixiviação de nitrato em um Latossolo Amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Sci. Agric.**, v.58, p.171-180, 2001.

OWENS, L.B.; MALONE, R. W.; SHIPITALO, M.J.; EDWARDS, W.M.; BONTA, J.V. Lysimeter study of nitrate leaching from a corn-soybean rotation. **J. Environ. Qual.**, v.29, p.467-474, 2000.

PRANDO, S. C. **Modelos preditivos da composição química de dejetos líquidos de suínos da região de Rio Verde-GO em função da densidade**. 2007. 33f. Dissertação (Mestrado) Universidade de Rio Verde - Fesurv, Rio Verde, 2007.

PRATT, P. F.; DAVIS, S.; SHARPLESS, R. G. **A four year field trial with animal manures I. Nitrogen balances and yields**. *Hilgardia*, v.44, p.99-112, 1976.

PRIMAVESI, O.; FREITAS, A.R.; PRIMAVESI, A.C. et al. Water quality of the Canchim's creek watershed in São Carlos, SP, Brazil, occupied by beef and dairy cattle activities. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.45, n.2, p.209-217, 2002.

PRUNTY, L.; MOTGOMERY, B.R. Lysimeter study of nitrogen fertilizer and irrigation rates on quality of recharge water and corn yield. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 20, n.2, p. 373-380, 1991.

RAIJ, B. V. Propriedades eletroquímicas de solos. Lixiviação de íons em solos: Lixiviação de nitrato. In: Simpósio avançado de química e fertilidade do solo, 1, 1986, Piracicaba. **Anais ...** Campinas: Fundação Cargil, 1986. p.37-38.

ROESLER, M.R.V.B.; CESCNETO, E.A. **A produção de suínos e as propostas de gestão de ativos ambientais: o caso da região de Toledo** – Paraná. 2004. Disponível em: <<http://ww.unioeste.com.br>>. Acesso em: 22/09/2007.

SCHERER, E.E.; AÍTA, C.; BALDISSERA, I.T. **Avaliação da qualidade do esterco líquido de suínos da região Oeste Catarinense para fins de utilização como fertilizante**. Florianópolis: Epagri, 1996. 46f. (EPAGRI. Boletim Técnico, 79).

SEGANFREDO, M.A. **A questão ambiental na utilização de dejetos de suínos como fertilizante do solo**. Concórdia: Embrapa-Suínos e Aves, 2000. 35p.

SIMS, J.T.; BOSWELL, F.C. The influence of organic wastes and inorganic nitrogen sources on soil nitrogen, yield, and elemental composition of corn. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.9, n.2, p.512-518, 1980.

SOGBEDJI, J.M.; VANES, H.M.; YANG, C.L.; GEOHRING, L.D.; MAGDOFF, F.R.; Nitrate leaching and nitrogen budget as affected by maize nitrogen rate and soil type. **Journal of Environmental Quality**, v.29, p.1813-1820. 2000.

SOUZA, D.M.G.; LOBATO, E. **Cerrado: Correção do solo e adubação**. Planaltina: EMBRAPA-CERRADOS, 2002. 416p.

SPALDING, R.F.; EXNER, M.E. 1993. **Occurrence of nitrate in ground water: A review**. Journal Environment. Qual. 22:229-2236.

THOMÉ FILHO, J.J. Características da água subterrânea na região de Rio Verde. In: Ciclo de palestras sobre dejetos de suínos-manejo e utilização no Sudoeste Goiano, 1, 1997, Rio Verde. **Anais...** Rio Verde: ESUCARV, 1997. p.34-68.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2.ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 1996. v.1. 243p.

WOLSCHICK, D.; PETRY, M. T. ; CARLESSO, R. ; ZIMMERMANN, F.L. ; ROSA, G.M. Crescimento e produção de grãos de plantas de milho submetidas à diferentes manejos da adubação nitrogenada em anos com precipitações normais e com 'El Niño'. In: **Reunião brasileira de fertilidade do solo e nutrição de plantas**, 24, 2000, Santa Maria: Fertbio, 2000. 1 CD ROM.

CAPÍTULO 1

LIXIVIAÇÃO DE NITROGÊNIO EM UM LATOSSOLO VERMELHO CULTIVADO COM SOJA APÓS APLICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS

RESUMO

Na região de Rio Verde, devido à instalação de granjas de suínos, encontra-se disponível $1,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ao ano de dejetos líquidos de suínos (DLS). Esse resíduo apresenta teores significativos de macro e micronutrientes para a produção vegetal, porém, se mal manejados, representam possível contaminante ambiental. O objetivo deste trabalho foi avaliar os teores de amônio (N-NH_4^+) e nitrato (N-NO_3^-) lixiviados em experimento de campo com lisímetros, durante o ciclo de desenvolvimento da soja na safra 2004/2005, com aplicação de dejetos líquidos de suínos e adubo mineral, em um Latossolo Vermelho distroférico. Foram instalados nove lisímetros correspondentes às doses de 25 e $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DLS e 370 kg ha^{-1} de adubo mineral (02-20-18), correspondentes a 16,2, 65,0 e $7,4 \text{ kg ha}^{-1}$ de N. As perdas de água por percolação foram influenciadas pela precipitação. Ocorreu lixiviação em todos os tratamentos na mesma intensidade. Quanto maior a precipitação pluvial, maior foi a percolação de água e maiores os teores de N no lixiviado. Os maiores teores de N-NH_4^+ no lixiviado, correspondente a $2,14 \text{ mg L}^{-1}$ e $2,84 \text{ mg L}^{-1}$ ocorreram entre 80 e 90 dias após aplicação dos DLS, sendo que os maiores teores foram observados com a dose de $25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DLS. Teores de N-NH_4^+ superiores a $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ ultrapassam os limites determinados pela OMS para águas subterrâneas. Os maiores teores de N-NO_3^- determinados no percolado foram de $4,1 \text{ mg L}^{-1}$ a $5,8 \text{ mg L}^{-1}$ ocorridos entre 60 e 85 dias após aplicação dos $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DLS. Todos os teores de N-NO_3^- avaliados foram abaixo do teor de contaminação, determinado pela Organização Mundial de Saúde, correspondente a 10 mg L^{-1} de N-NO_3^- . Houve maiores perdas de N-NO_3^- do que de N-NH_4^+ por lixiviação. As perdas totais de N nos tratamentos 25 e $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DLS e adubação mineral foram de 3,4, 3,8 e $2,6 \text{ kg ha}^{-1}$, respectivamente, o que corresponde a 21 %, 5,9 % e 35,9 % do N total aplicado. As perdas de água por percolação não foram influenciadas pelos volumes de DLS aplicados e sim pelo índice pluviométrico ocorrido na área experimental. Com a aplicação de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DLS, houve maior frequência de elevados teores de N-NO_3^- no percolado.

Palavras-chave: água subterrânea; amônio; contaminação; lisímetros; nitrato.

NITROGEN LEACHING IN A RED LATOSOL CULTIVATED WITH SOYBEAN AFTER APPLICATIONS OF LIQUID SWINE MANURE

ABSTRACT

In Rio Verde county, due to the installation of swine farms, there are 1,8 m³ ha⁻¹ per year of liquid swine manure (DLS). This waste presents interesting nutritional values for crop production, but, if badly managed represents a potential environmental contaminant. For that reason, the aim of this study was to evaluate the amount of ammonium (N-NH₄⁺) leaching and nitrate (N-NO₃⁻) leaching in the percolate during the growing season of the soybean crop in 2004/2005. It was applied LSM and chemical fertilizer, in a Red Latosol (oxisol) distroferic. Nine lysimeters were installed and it was applied 25 and 100 m³ ha⁻¹ of DLS, and 370 kg ha⁻¹ of mineral fertilizer (02-20-18) broadcasting distribution. These fertilizations corresponding to 16.2, 65.0 and 7.4 kg ha⁻¹ of N, respectively. The losses of water by percolation were influenced by rainfall. There was nitrogen leaching at all treatments in the same intensity. The higher the rainfall, the greater was the water percolation and increased the amount of N leaching. There were the highest levels of N-NH₄⁺ leaching, with concentration of 2,14 mg L⁻¹ and 2,84 mg L⁻¹, occurred in 80 and 90 days after DLS application, with the greatest levels were observed with the dose of 25 m³ ha⁻¹ of DLS. The amounts of N-NH₄⁺ above 1.5 mg L⁻¹ suggest water contamination by ammonium. The largest amounts of N-NO₃⁻ leaching were 4.1 mg L⁻¹ to 5.8 mg L⁻¹, occurred in 60 and 85 days after DLS application, with the highest values were found at dose 100 m³ ha⁻¹ of DLS. All amounts of N-NO₃⁻ leaching were below the level of water contamination determined by the World Health Organization, corresponding to 10 mg L⁻¹ of N-NO₃⁻. There were more amount of N-NO₃⁻ into the water than N-NH₄⁺. The total losses of N leaching were 3,4, 3,8 and 2,6 kg ha⁻¹ corresponding with the treatments 25 and 100 m³ ha⁻¹ of DLS and chemical fertilizer, respectively, which corresponds to 21%, 5,9% and 35,9% of total N applied. The water loss by percolation was not affected by the quantity of DLS applied. Using 100 m³ ha⁻¹ of DLS, there was greater frequency of high levels of N-NO₃⁻ in percolate.

Key words: ammonium; contamination; groundwater; lysimeters; nitrate

1 INTRODUÇÃO

Estima-se que a produção nacional de soja será de 59,85 milhões de toneladas em 2008, superior à safra anterior em 2,5% (1,46 milhões de toneladas), participando da produção brasileira de grãos, estimada em 143,27 milhões de toneladas. Desse total, a Região Centro-Oeste, maior produtora do País, participa com 48,49 % (29,02 milhões de toneladas), segundo os dados da Conab (2008). A soja é uma das culturas que melhor se adapta às condições de cerrado, graças ao uso de variedades melhoradas, mostrando uma grande potencialidade de produção (Sediyama et al., 1993).

Entre os principais fatores que limitam a produtividade da cultura da soja está o suprimento nutricional da mesma (Yorinori et al., 1993). A exigência nutricional tem alta significância, variando de acordo com a cultivar, e, tendo como demais fatores concorrentes à fertilidade do solo, a disponibilidade de água, as condições climáticas e o nível da tecnologia absorvida e empregada pelo produtor (Menezes, 2002). Para que altas produtividades sejam atingidas, a aplicação de fertilizantes é uma prática essencial, sendo que a adubação consiste na aplicação de substâncias que contêm nutrientes essenciais, adequando as quantidades desses no solo, de modo a satisfazer a demanda das plantas (Santos, 1988).

A soja requer grandes quantidades de N devido ao seu elevado teor de proteína e, na ausência da simbiose com *Bradyrhizobium*, chegaria a ser uma cultura inviável diante dos custos elevados que o agricultor teria com fertilizantes nitrogenados (Hungria et al., 1997). Porém, possui capacidade de fixar nitrogênio atmosférico por simbiose, que consiste na associação simbiótica da planta com *Rhizobium*, havendo raramente a necessidade de suplementação de nitrogênio por adubação. O produto formado da fixação biológica é exportado para a planta hospedeira que, por sua vez, supre os simbiontes com fotossintatos, fornecendo energia e esqueletos de carbono para a incorporação da amônia fixada (Hungria et al., 1997). Do ponto de vista econômico e ecológico, esse processo é importante, pois dispensa a recomendação de fertilizantes nitrogenados para a cultura da soja, uma vez que a fixação biológica do nitrogênio é capaz de suprir as necessidades da planta em N, além de reduzirem os custos de produção das lavouras.

Na região de Rio Verde, alguns produtores de soja são também criadores de suínos. Assim, possuem disponíveis na propriedade lagoas (esterqueiras) de dejetos líquidos de suínos (DLS) que podem ser aplicados ao solo como fonte de nutrientes. A recomendação de dejetos líquidos de suínos para a cultura da soja, deveria ser para o suprimento dos teores de P

e K no solo. No entanto, como estes resíduos possuem altos teores de N, quantidades desnecessárias de N são aplicadas também.

O nitrogênio faz-se presente, em grandes concentrações nos dejetos, cerca de 1,4 kg m⁻³. A fração orgânica constitui a maior porção do N no dejetos, variando de 70 a 90%, dependendo do tipo de bio-sólido e da sua idade. As formas minerais (nitrato e amoniacal), embora representem pequena fração do N total, apresentam-se prontamente disponíveis para as plantas, enquanto o N orgânico deverá sofrer o processo de mineralização, transformando-o, lentamente, em formas minerais, para só então ser absorvido pelas plantas (Prando, 2007).

Além de ser prejudicial à fixação biológica do nitrogênio, mesmo em solos com grandes quantidades de restos vegetais, não há efeito positivo da aplicação de nitrogênio na produção de soja (Henning, 2007).

Experimentos realizados na área experimental da Fesurv–Universidade de Rio Verde, durante cinco anos agrícolas na safra verão, apresentaram produtividades médias de soja de 3.372 e 3.480 kg ha⁻¹ com aplicação de 25 m³ ha⁻¹ e 100 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de suínos, respectivamente, e de 3660 kg ha⁻¹ com a adubação química (Ferreira, 2007). Isso demonstra que a adubação da cultura da soja com DLS pode ser promissora, pois pode substituir satisfatoriamente a adubação química e apresentar menor relação custo/benefício com a utilização dos resíduos orgânicos (Borre, 2002).

Por apresentar altas concentrações de nitrato, amônio e alguns metais pesados, os DLS, podem atingir níveis tóxicos no solo e na água, trazendo riscos na contaminação de lençóis freáticos (Konzen, 1998). Contudo, a lixiviação de nitrato, através do perfil do solo e o transporte do fósforo via escoamento superficial, são colocados na literatura internacional como os dois principais problemas de impacto ambiental sobre a qualidade da água em locais que desenvolvem a criação de animais (Hatfield, 1998). O nitrato é a principal forma de nitrogênio associada à contaminação da água pelas atividades agropecuárias.

Segundo USEPA (1979) e a Organização Mundial de Saúde, a quantidade máxima tolerável de nitrogênio na forma de nitrato (N-NO₃⁻) na água potável é de 10 mg L⁻¹. No Brasil, o valor máximo permitido para amônio (N-NH₄⁺) é de 1,5 mg L⁻¹, para água potável (Gonçalves et al., 2006), a quantidade natural de nitrato e amônia em águas superficiais é baixa (<1 mg L⁻¹). Concentrações acima de 5,0 mg L⁻¹ de nitrato (N-NO₃⁻) normalmente indicam poluição por fertilizantes usados na agricultura, ou por dejetos humanos e animais (Oliveira et al., 2001).

O teor de nitrogênio nos DLS e o requerimento pelas culturas são parâmetros freqüentemente usados para estabelecer dosagens a serem aplicadas (Mugwira, 1979). Assim,

pode-se minimizar a lixiviação de nitrato e a possível contaminação de águas subsuperficiais e subterrâneas (Sims & Boswell, 1980).

O conhecimento das perdas de nitrato através da lixiviação é de extrema importância, não só para fins econômicos como também para a prevenção da contaminação das águas superficiais e subterrâneas, e para auxiliar no manejo correto da adubação, principalmente a nitrogenada, em sistema plantio direto. O objetivo deste trabalho foi avaliar os teores de N (N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻) lixiviados em água percolada em lisímetros de campo, após a aplicação de dejetos líquidos de suínos e adubo mineral para a cultura da soja durante a safra 2004/2005.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O presente trabalho foi conduzido na área experimental da Fesurv - Universidade de Rio Verde, localizada na Fazenda Fontes do Saber, município de Rio Verde-GO, possuindo coordenadas 17° 14' 53'' de latitude Sul, 50° 55' 14'' de longitude Oeste e altitude 715 m, clima Cf segundo Köppen, em um Latossolo Vermelho Distroférrico de textura argilosa e 4% de declividade, no período de 08 de novembro de 2004 a 05 de abril de 2005.

A área experimental é destinada ao projeto “Monitoramento do impacto ambiental pela utilização de dejetos líquidos de suínos na agricultura”, realizado em parceria de Fesurv, Embrapa Milho e Sorgo e Perdigão Agroindustrial S/A.

No ano de 1999, foi instalado o sistema de monitoramento integrado da dinâmica de água e solutos no solo (SISDINA) constituído de nove lisímetros, que consistem em uma estrutura metálica que simula um solo controlado (Alvarenga et al., 2002). Esses lisímetros possuem medidas de 1,80 m de profundidade por 3,60 m de comprimento e 2,00 m de largura, sendo todo revestido por uma manta de PVC de 800 micras de espessura. No fundo do lisímetro, foi instalado um cano PVC de 25 mm de diâmetro que o conecta ao fosso de coleta das amostras de água, em que estão os tambores coletores com capacidade de 60 litros, que armazenam a água percolada até que se faça a coleta (Figura 1), para o estudo das perdas de nitrogênio na água percolada e erodida, com a fertilização de culturas com dejetos líquidos de suínos e adubo mineral,.

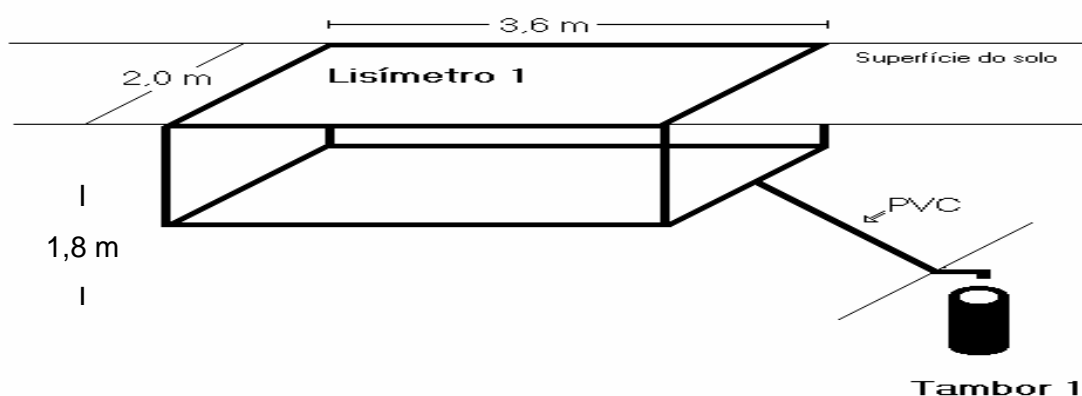


Figura 1. Esquema representativo dos lisímetros.

Após a instalação dos lisímetros no campo, dispostos em delineamento em blocos ao acaso, totalizando nove parcelas experimentais, as culturas de soja e milho foram conduzidas alternadamente, sendo uma safra soja e na outra milho, e assim sucessivamente.

Os ensaios foram constituídos de três tratamentos (25 e $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos e 370 kg ha^{-1} de fertilizante mineral com formulação 02-20-18), com três repetições, totalizando nove parcelas experimentais, sendo que cada lisímetro constituiu uma parcela experimental.

Os dejetos líquidos de suínos utilizados foram provenientes de uma granja de Sistema Vertical Terminador (SVT), tendo permanecido 90 dias na lagoa de estabilização para que ocorressem os processos fermentativos, necessários para o controle de patógenos e doenças, e, foram analisadas no Laboratório de Análises de Solos e Folhas da Fesurv, sendo determinados, N total, pelo método Kjeldahl; K por espectrometria de emissão de chama; e, P por colorimetria (Murphy & Riley, 1962).

Pela análise química dos dejetos líquidos de suínos, considerou-se os teores de N, P e K disponíveis $0,65 \text{ g L}^{-1}$, $0,027 \text{ g L}^{-1}$ e $0,56 \text{ g L}^{-1}$, respectivamente, considerando os índices de eficiência 50%, 60% e 100% a disponibilidade de N, P e K no primeiro ano (Fontes, 1999).

A partir dos resultados da análise, foram calculadas as quantidades de N, P_2O_5 e K_2O aplicadas ao solo de acordo com cada tratamento (Tabela 3).

Tabela 3. Quantidades de N, P_2O_5 e K_2O fornecidos à cultura da soja conforme os tratamentos

Dose	N, P_2O_5 e K_2O (kg ha ⁻¹)		
	N	P_2O_5	K_2O
T1 - $25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DLS	16,25	1,55	16,80
T2 - $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DLS	65,00	6,18	67,20
T3 - 370 kg ha^{-1} (Químico)	7,4	74,00	66,60

A aplicação dos dejetos líquidos de suínos, na superfície do solo, foi realizada no dia 13/10/2004, vinte e dois dias antes da sementeira da cultura de soja. O fertilizante mineral foi aplicado na ocasião do plantio da soja, dia 03/11/2004.

O plantio da cultura da soja foi efetuado vinte e dois dias após aplicação dos dejetos líquidos de suínos (03/11/2004), utilizando-se a cultivar de ciclo médio Luziânia, em sistema de plantio direto. O manejo e os tratamentos fitossanitários foram realizados conforme as recomendações e as necessidades da cultura.

Ao longo do ciclo de desenvolvimento da cultura da soja, 118 dias após o plantio, foram coletados dados de precipitação pluvial, na estação meteorológica da Fesurv - Universidade de Rio Verde.

A colheita da soja ocorreu no dia 28/02/2005. Coletando-se as plantas de soja sobre os lisímetros.

As coletas das amostras de água e as determinações da quantidade de água percolada nos lisímetros de campo foram realizadas diariamente, quando necessárias, de acordo com a precipitação pluvial.

O volume de água percolada foi mensurado diariamente. Após a medição, homogeneizava-se o percolado e coletava-se uma amostra de 60 mL para análise química no Laboratório de Análises de Solo e Planta (LASF) da Universidade de Rio Verde.

As determinações analíticas de nitrogênio (N-NO_3^- e N-NH_4^+), lixiviado na água percolada foram feitas por meio do destilador de nitrogênio conhecido como método de Kjeldahl, seguindo-se a metodologia descrita por Silva (1999).

Foram determinadas, a quantidade de água percolada no perfil do solo; os teores de nitrogênio (N-NO_3^- e N-NH_4^+) no percolado; e a perda acumulada de amônio e nitrato na água percolada durante o período de 08 de novembro de 2004 à 05 de abril de 2005.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Precipitação

A precipitação total ocorrida na área experimental o período de 13 de outubro de 2004 à 05 de abril de 2005 foi de 1.006,5 mm (Figura 2). Durante a condução do experimento

foram observados índices pluviométricos acima de 40 mm nos dias 21, 80, 91 e 147 após aplicação dos dejetos líquidos de suínos.

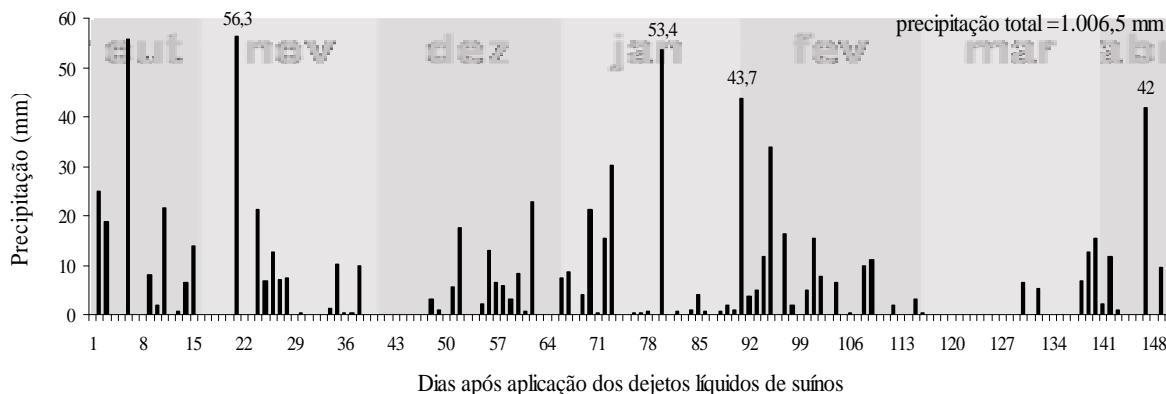


Figura 2. Precipitação pluviométrica diária ocorrida na área experimental após a aplicação dos dejetos líquidos de suínos (DLS) no período de 13/10/04 à 05/04/05

3.2 Percolação de água

O padrão de percolação da água no perfil do solo ($L m^{-2}$) foi semelhante em todos os tratamentos, os picos ocorreram entre 50 e 104 dias após aplicação dos dejetos líquidos de suínos, posteriores aos eventos de chuva (Figuras 2 e 3).

A quantidade de água percolada foi menor que a precipitação, sendo que cerca de 6% do volume precipitado foi percolado. Não houve diferença entre as perdas totais de água por percolação, em relação aos tratamentos aplicados, sendo de $8,7 L m^{-2}$ com a dose de $25 m^3 ha^{-1}$ de DLS e adubo mineral, e com a dose de $100 m^3 ha^{-1}$ de DLS o volume percolado foi de $8,8 L m^{-2}$ (Figura 3a, 3b e 3c). Outro resultado similar a este foi verificado por Owens et al (2000), em que a quantidade de água percolada acompanhou a precipitação anual, sugerindo que o fator tempo foi o que mais influenciou a quantidade de água percolada, e não os tratamentos utilizados. Segundo Camargo et al. (1989), solos argilosos possuem maior capacidade de armazenamento de água, desta forma há menor percolação de água nestes solos.

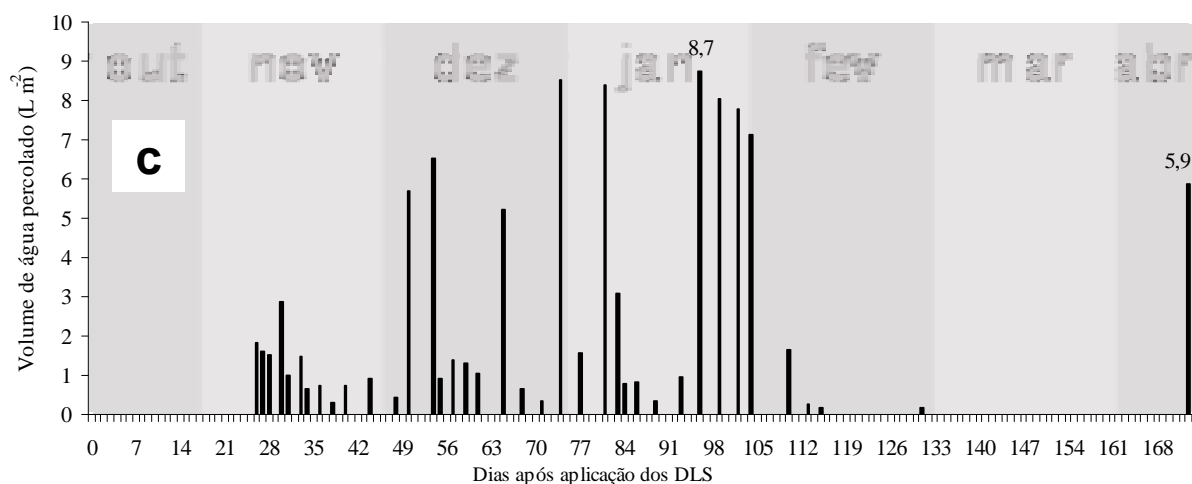
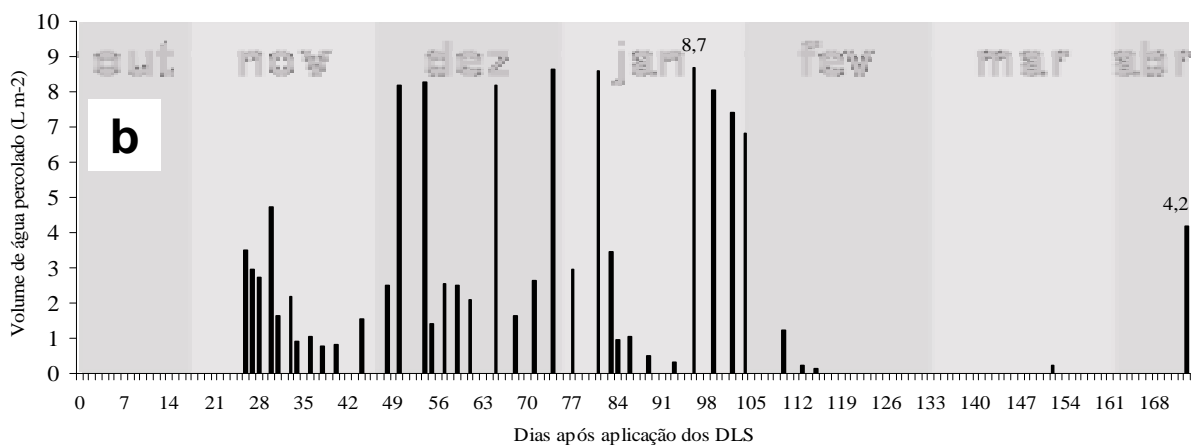
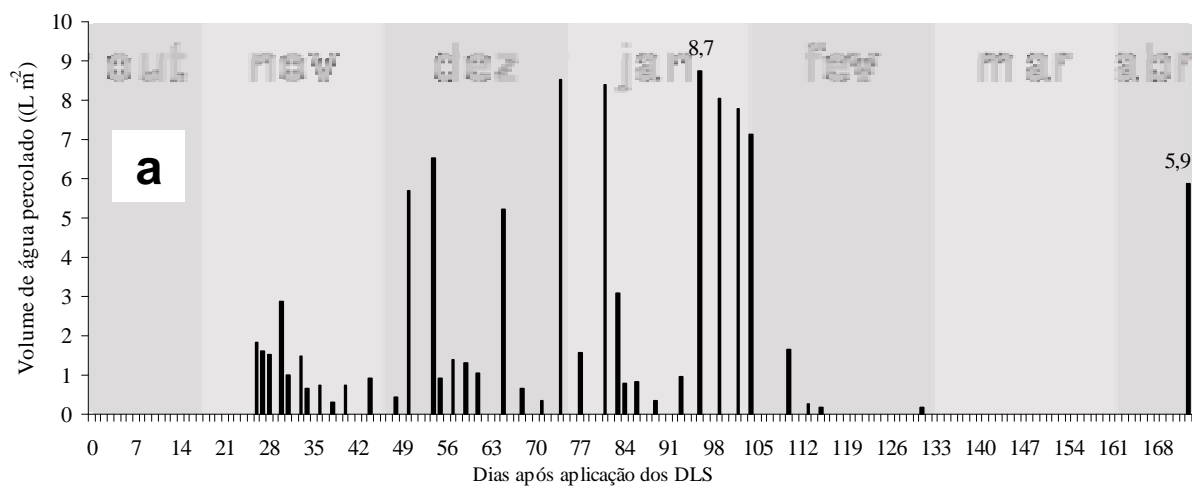


Figura 3. Volume médio de água percolada com aplicações de 25 m³ ha⁻¹ (a) e 100 m³ ha⁻¹ (b) de dejetos líquidos de suínos e 370 kg ha⁻¹ de adubo mineral (c) durante o cultivo da soja na safra 2004/2005.

Embora tenha ocorrido precipitação nos primeiros 20 dias após aplicação dos dejetos líquidos de suínos, correspondente a 55,6 mm, não houve percolação de água em nenhum dos tratamentos neste período (Figuras 2 e 3), pois inicialmente o solo estava com baixa umidade.

As maiores perdas de água ocorreram aos 74 e 96 dias após aplicação dos DLS, provavelmente, por causa das maiores e freqüentes precipitações ocorridas neste período, que correspondem aos meses de novembro a março. Dos 111 até os 138 dias após aplicação dos tratamentos, não houve perda de água, devido ao veranico (mês de fevereiro) ocorrido neste período. Dos 138 dias após aplicação dos DLS (início de março) até aos 174 dias após aplicação dos DLS (início de abril), houve precipitação, mas não ocorreu percolação, devido à alta taxa de absorção de água pela cultura da soja e a evapotranspiração. Porém, no final do período experimental, houve percolação de água em todos os tratamentos, em decorrência de uma precipitação isolada ocorrida aos 194 dias após aplicação dos DLS, de 38,4 mm e nesta época a cultura estar na maturidade fisiológica (Figuras 3 e 4).

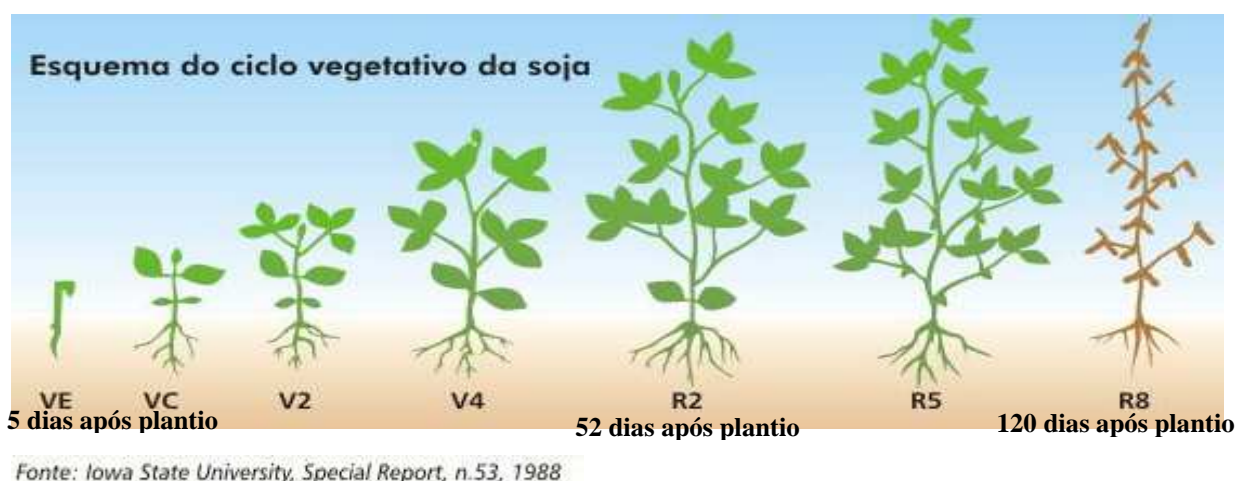


Figura 4 – Estádios fenológicos da cultura da soja.

3.3 Teores de nitrogênio no percolado

Os teores de $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$, calculados no percolado durante o período de desenvolvimento da soja, podem ser visualizados na Figura 5. Analisando a curva de precipitação (Figura 2) e os teores de N lixiviados, observou-se que as maiores perdas de N ocorreram durante a estação chuvosa.

Comparando os teores de amônio e nitrato no solo, o nitrato ($N-NO_3^-$) foi à forma de nitrogênio predominante no solo. Devido ao predomínio de cargas negativas na camada

arável, a sua adsorção eletrostática é insignificante. Dessa forma, o nitrato permanece na solução do solo, o que favorece sua lixiviação no perfil para profundidades inexploradas pelas raízes (Sangoi et al., 2003).

O maior teor de N-NH_4^+ no percolado foi determinado onde houve aplicação de $25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos, atingindo $2,8 \text{ mg L}^{-1}$ no período de 80 dias após aplicação dos dejetos, após uma precipitação de 53,4 mm (Figura 5a). Segundo Gonçalves et al. (2006), no Brasil o valor máximo permitido para amônio (NH_4^+) é de $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ para água potável, o que confirma a possível contaminação da água por N-NH_4^+ com as doses utilizadas em determinados períodos durante a safra (Figura 5). Em seis (6) amostras de água os teores foram superiores $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ de N-NH_4^+ .

O teor máximo de N-NO_3^- no percolado, correspondente a $5,8 \text{ mg L}^{-1}$, foi detectado aos 60 dias após aplicação dos tratamentos, na dose de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DLS, após vários eventos de precipitações entre 51 a 73 dias (Figura 5). Neste período a soja estava em estágio R2, pleno florescimento, com nódulos em plena atividade metabólica, fixando nitrogênio da atmosfera e disponibilizando-o para a soja (Câmara, 1999).

Com aplicação de 370 kg ha^{-1} de adubo mineral, os teores máximos de N-NH_4^+ e N-NO_3^- determinados no lixiviado foram de $2,1 \text{ mg L}^{-1}$ e $4,9 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente, aos 83 dias após aplicação dos DLS, depois da precipitação de 53,4 mm o que influenciou este resultado (Figura 4c).

Aplicações excessivas de adubos nitrogenados são acumulados no solo, e, em consequência disso, a quantidade presente na camada arável do solo, que não é aproveitada pelas plantas, fica sujeita à lixiviação, podendo, ao longo do tempo, atingir o lençol freático e corpos d'água por ele alimentados. Trabalhos desenvolvidos no Brasil, como os de Mattiazzo & Andrade (2000) e Oliveira et al. (2001), trabalhando com lodo de esgoto, indicam que, dependendo das doses de lodo aplicadas, quantidades consideráveis de nitrato podem ser lixiviadas da camada arável dos solos para além da zona de exploração das raízes das plantas. Praticamente todo o N-NO_3^- lixiviado para as camadas de solo inferiores a 0,6 m de profundidade é inaproveitável pelas plantas anuais, cujo sistema radicular geralmente se limita aos primeiros 0,5 m de profundidade (Dynia et al., 2006). Assim todo N-NO_3^- contido nas camadas de solo abaixo de 0,6 m tenderá a movimentar-se em profundidade no perfil, podendo atingir o lençol freático.

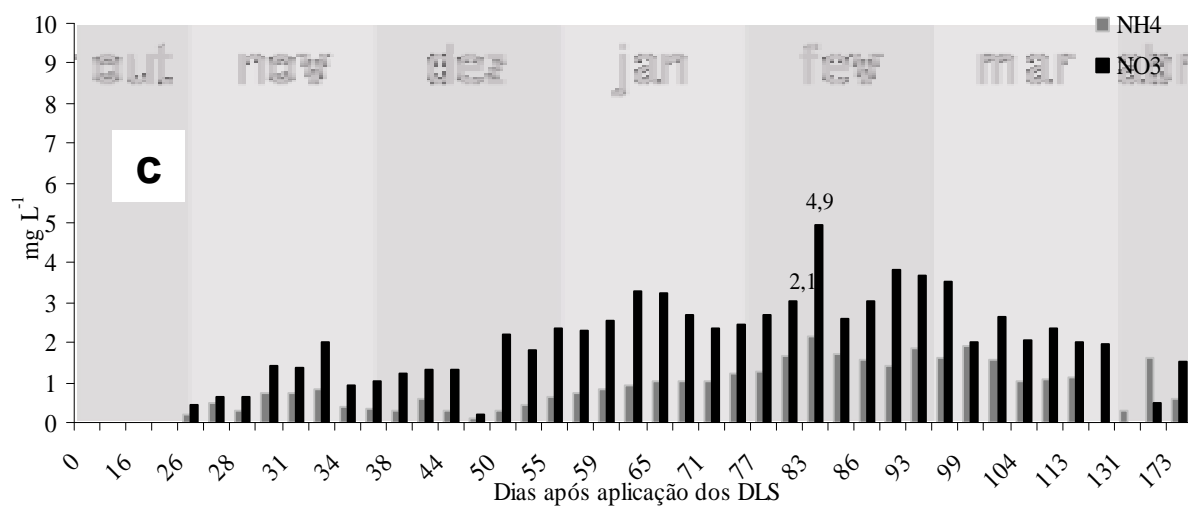
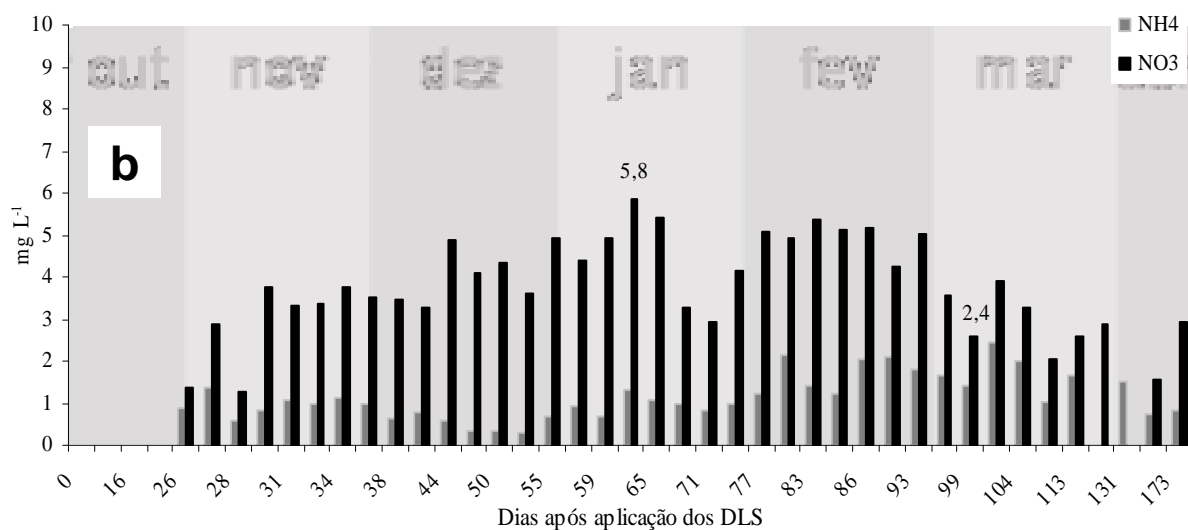
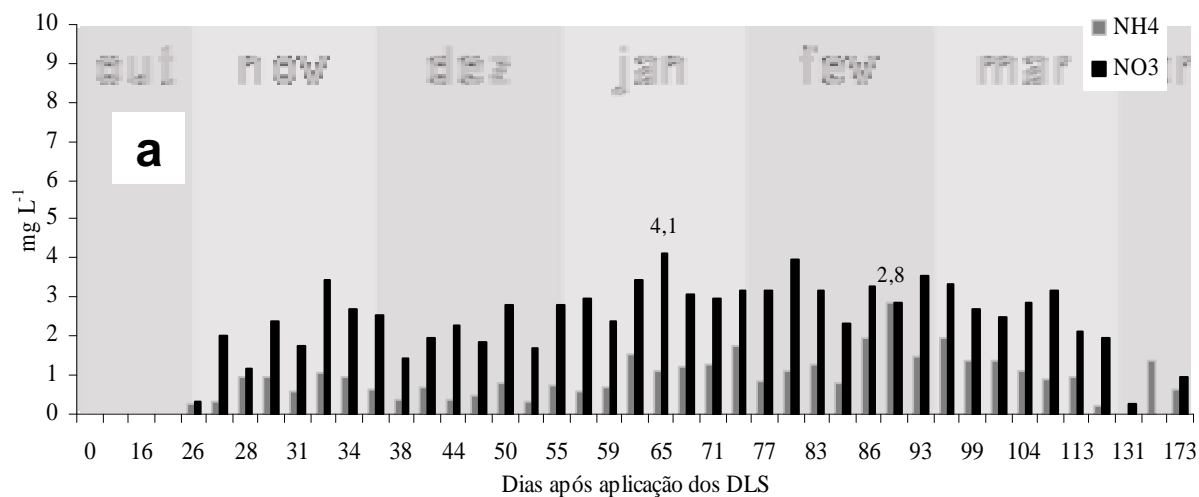


Figura 5. Teores de N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ (mg L⁻¹) na água percolada conforme a aplicação de 25 m³ ha⁻¹ (a) e 100 m³ ha⁻¹ (b) de dejetos líquidos de suínos e 370 kg ha⁻¹ de adubo mineral (c) durante o cultivo da soja na safra 2004/2005.

Caovilla et al (2005) citam que o risco ambiental de contaminação de N-NO_3^- em lixiviados é potencializado, devido à fixação de nitrogênio promovida pelas bactérias da cultura da soja, sendo minimizado com o cultivo de outra cultura, como o milho, que extrai maiores quantidades de N do solo.

No presente trabalho, as concentrações de N-NO_3^- determinadas estavam abaixo dos padrões de qualidade da água potável (USEPA, 1992), porém, segundo Owens et al. (2000), altas doses de N aplicados continuamente resultam em teores excessivos de N-NO_3^- lixiviado, em concentrações que podem exceder o máximo permitido na legislação (10 mg L^{-1}). Assim, aplicações sucessivas de doses de dejetos líquidos de suínos podem aumentar o risco de contaminação por N-NO_3^- de águas subterrâneas.

Na cultura da soja, foi possível verificar que, a dose de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos foi a que registrou maiores picos de teores de N-NO_3^- superiores ao permitido em relação aos outros tratamentos. Segundo Dynia et al. (2006), no caso de culturas anuais, poucas aplicações de doses elevadas de resíduos orgânicos acarretam risco de contaminação das águas subterrâneas com nitrato, em prazo relativamente curto.

3.4 Perdas de nitrogênio

A Figura 6 apresenta a quantidade total de N-NH_4^+ e N-NO_3^- perdida conforme as quantidades de água percolada, em solos que receberam aplicação de 25 e $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos e adubação mineral.

As perdas de N-NH_4^+ e N-NO_3^- obtiveram padrão de comportamento semelhante, e acompanharam a precipitação (Figuras 2, 3 e 5) e os resultados médios não diferiram estatisticamente entre si. Porém, com aplicação de $25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos, ocorreram perdas de $121,7 \text{ g ha}^{-1}$ de N-NH_4^+ depois de precipitação de 50,3 mm e de 63,8 mm ocorrida aos 93 dias após aplicação dos dejetos líquidos de suínos (Figura 5a). As perdas de N-NO_3^- observadas neste mesmo tratamento, foram de $245,58 \text{ g ha}^{-1}$ aos 81 dias após aplicação dos dejetos, sendo a precipitação neste período de 54,1 mm. Estes resultados confrontam com os observados por Owens et al (2000), que citam que, quanto maior a dose de N aplicado via fertilizante maior o potencial da contaminação das águas subterrâneas com o N-NO_3^- lixiviado e, que, o mesmo, não é adsorvido pelas partículas do solo, CTC, e lixiviam mais facilmente no perfil do solo.

As perdas de nitrogênio no solo foram influenciadas diretamente pelos fatores que determinam o fluxo de água no solo e pelo teor de N-NO_3^- na solução. Fatores como sistema

de preparo do solo, tipo de solo e forma de aplicação dos fertilizantes nitrogenados, podem influenciar tanto o fluxo de água quanto o teor de nitrato na solução do solo (Whiti, 1987 citado por Sangoi et al., 2003). Thomas et al (1973) e Muzilli (1983) observaram maiores perdas de nitrato em sistema plantio direto (PD) do que no plantio convencional. E atribuíram este resultado à maior movimentação descendente de água através dos macroporos no plantio direto, ocasionando lixiviação de nitrato para as camadas mais profundas neste sistema de cultivo.

A dose de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos, promoveu perdas de $135,6 \text{ g ha}^{-1}$ de N-NH_4^+ aos 102 dias após aplicação dos dejetos, e também, apresentou maior frequência de perdas de N-NO_3^- , acima de 100 g ha^{-1} , chegando a $223,1 \text{ g ha}^{-1}$, o que pode contribuir para a contaminação de águas subterrâneas. De acordo com Reichard et al (1979) citados por Gonçalves (2005), uma cultura raramente aproveita mais que 60% do N aplicado como fertilizante. O restante pode permanecer no solo, ser disponível para as culturas subsequentes, ou perder-se por diversos mecanismos, tais como, a volatilização, desnitrificação e lixiviação.

Em contrapartida, o tratamento químico apresentou as menores perdas em relação às outras doses aplicadas, pois não se aplicou N por ocasião da adubação. O N foi proveniente da fixação biológica do nitrogênio. Nos tratamentos que receberam dejetos líquidos de suínos aplicou-se $16,2$ e 65 kg ha^{-1} de N com as adubações de 25 e $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos, respectivamente. As perdas de N-NH_4^+ chegaram a $110,9 \text{ g ha}^{-1}$ aos 99 dias após aplicação dos dejetos líquidos de suínos. A quantidade N-NO_3^- perdida foi de $222,8 \text{ g ha}^{-1}$ aos 96 dias após aplicação dos dejetos, depois de uma precipitação de $50,3 \text{ mm}$ (Figura 5c). Estes valores confirmam que houve maiores perdas de N-NO_3^- do que de N-NH_4^+ por lixiviação.

O tipo de solo pode ter grande influencia na magnitude do processo de lixiviação. Solos argilosos possuem maior capacidade de retenção de nitrogênio, principalmente na forma de N-NH_4^+ , do que solos arenosos (Bertolini, 2000 citado por Sangoi et al., 2003).

O tratamento que perdeu mais N-NO_3^- foi o que forneceu ao solo maior quantidade de N via adubação, neste caso a aplicação de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos (Figura 6b). A aplicação de $25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos é considerada uma subadubação e, conseqüentemente, contribuiu para um menor desenvolvimento do sistema radicular e menor absorção dos nutrientes do solo, acarretando maiores perdas de N por lixiviação (Figura 6a).

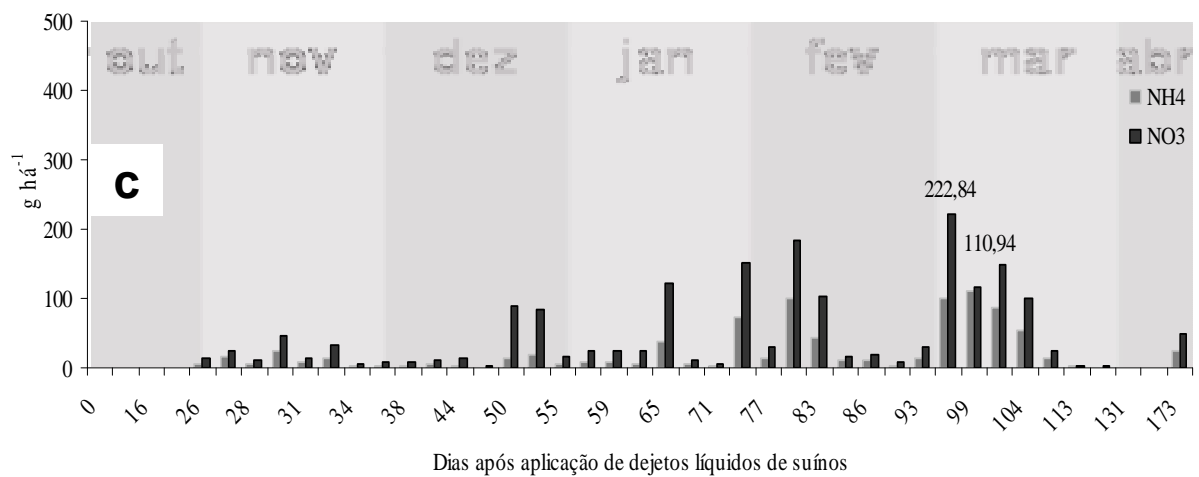
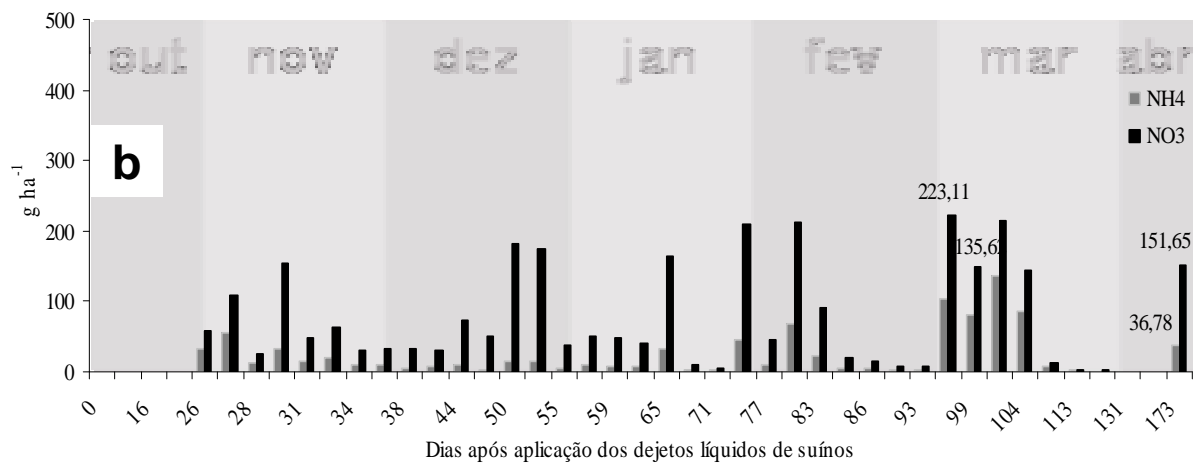
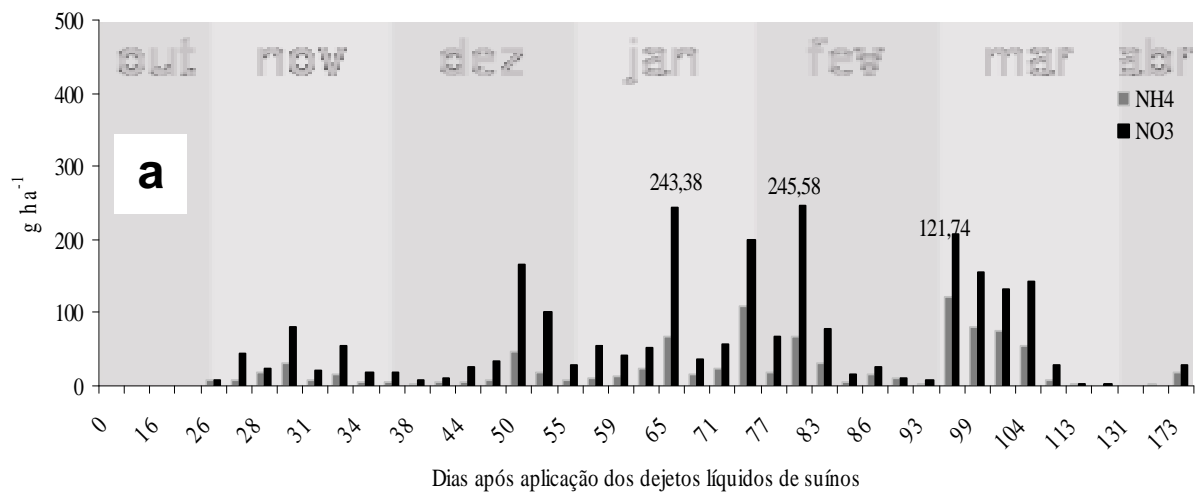


Figura 6. Quantidade total de $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$ no percolado ($g\ ha^{-1}$) com a aplicação de $25\ m^3\ ha^{-1}$ (a) e $100\ m^3\ ha^{-1}$ (b) de dejetos líquidos de suínos e $370\ kg\ ha^{-1}$ de adubo mineral (c) durante o cultivo da soja na safra 2004/2005.

No período entre 80 e 100 dias após aplicação dos dejetos líquidos de suínos, ocorreram as maiores perdas de N-NH_4^+ e N-NO_3^- , independentemente dos tratamentos utilizados, pois as precipitações neste período foram constantes, por isso acarretaram em maiores perdas. Perdas de nitrato por lixiviação também foram verificadas em experimentos com composto de lixo, lodo de esgoto e esterco bovino (Chang & Entz, 1996; Mamo et al., 1999; Anjos & Mattiazzo, 2000; Oliveira et al., 2001).

As perdas acumuladas de N-NH_4^+ e N-NO_3^- com o tratamento de $25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos, no período, atingiu $964,12 \text{ g ha}^{-1}$ e $2472,54 \text{ g ha}^{-1}$ respectivamente, totalizando $3,4 \text{ kg ha}^{-1}$ de N perdido, sendo 21% do N total aplicado (Figura 6a). No tratamento com aplicação de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos ocorreram perdas de $926,3 \text{ g ha}^{-1}$ de N-NH_4^+ e $2924,5 \text{ g ha}^{-1}$ de N-NO_3^- , totalizando $3,8 \text{ kg ha}^{-1}$ de N, equivalente a 5,9% do N total aplicado (Figura 6b). No trabalho desenvolvido por Gonçalves (2005) com lodo de esgoto aplicado como fertilizante na cultura do café, observou-se que, as porcentagens de N lixiviado em relação ao N total aplicado ficaram em aproximadamente 4%, não indicando o risco de lixiviação do N para o lençol freático.

O tratamento com adubação mineral (370 kg ha^{-1}) obteve as menores perdas acumuladas de N, alcançando os teores de 857 g ha^{-1} de N-NH_4^+ e $1799,79 \text{ g ha}^{-1}$ de N-NO_3^- respectivamente, sendo $2,7 \text{ kg ha}^{-1}$ do N total perdido, o que equivale a 35,9% do N aplicado (Figura 6c). Estudos com lisímetros em capins manejados sob corte têm mostrado que, quando nenhum fertilizante nitrogenado é aplicado, a lixiviação de N-NO_3^- é irrelevante, menor que $2,5 \text{ mg kg}^{-1}$ ao ano (Low, 1973; Webster & Dawdell, 1984 citados por Primavesi et al, 2006). O mesmo ocorreu neste experimento com a adubação química. A perda acumulada de N-NO_3^- foi menor do que com aplicações de dejetos líquidos de suínos (Figura 6c).

Posteriormente dos 120 dias após aplicação dos dejetos líquidos de suínos (início de fevereiro), as perdas de N-NH_4^+ se estabilizaram, pois a partir deste período, praticamente não houve precipitação, e, somente aos 152 dias após aplicação dos dejetos líquidos de suínos, ocorreram precipitações, mas, mesmo assim, as perdas de N foram insignificantes (Figuras 1 e 6).

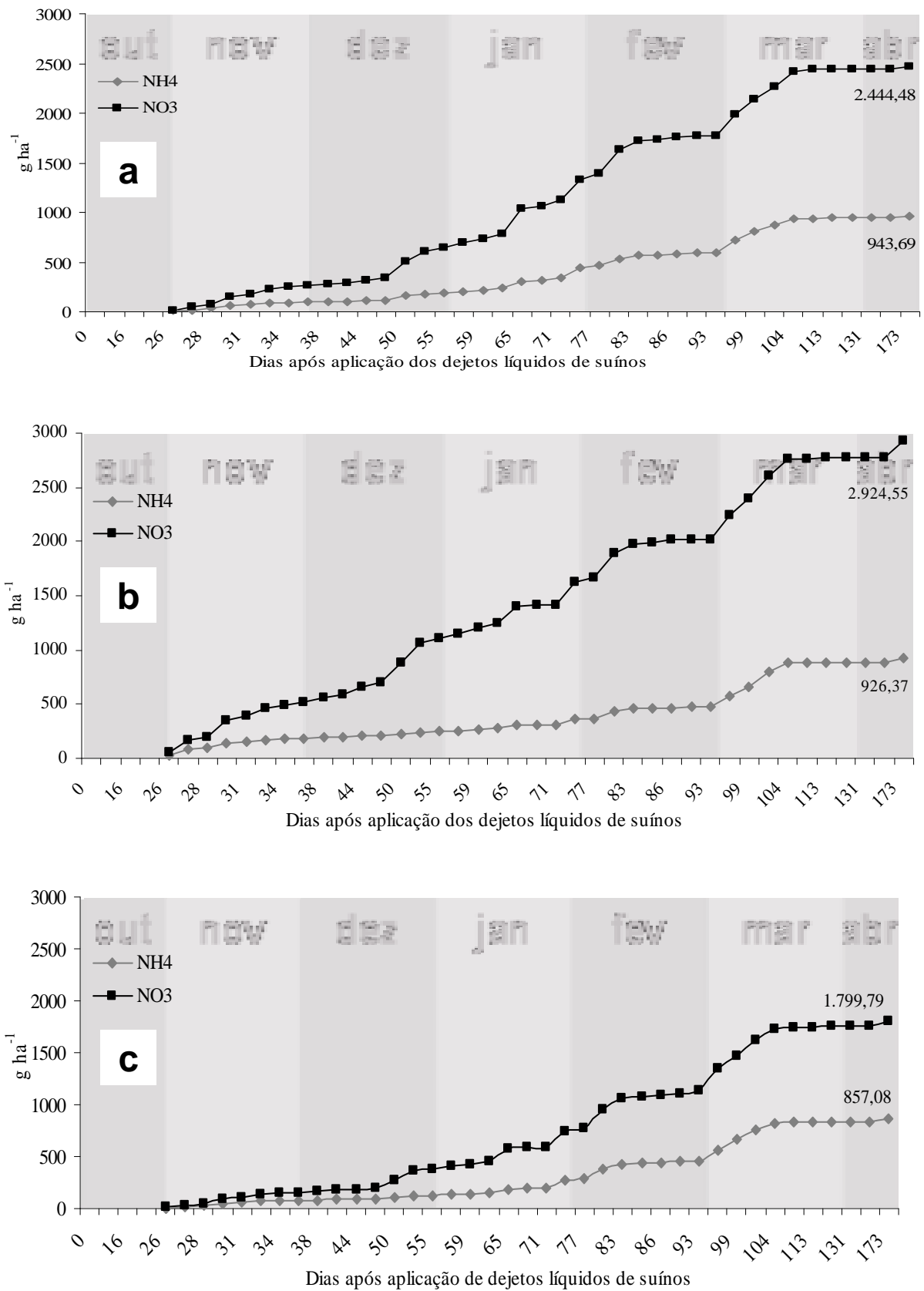


Figura 7. Quantidade acumulada de N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ no percolato (g ha⁻¹) com a aplicação de 25 m³ ha⁻¹ (a) e 100 m³ ha⁻¹ (b) de dejetos líquidos de suínos e 370 kg ha⁻¹ de adubo mineral (c) durante o cultivo da soja na safra 2004/2005

Segundo Di & Cameron (2002), a lixiviação de N-NO_3^- em sistemas intensivos de produção agrícola é um dos grandes problemas ambientais em muitos países de clima temperado, pois a contaminação das fontes de água pode, em longo prazo, comprometer a sustentabilidade da produção agrícola de uma região (Cameron et al, 1997). A grande quantidade de N-NO_3^- no percolado (lixiviado), é indicativo de que a quantidade de N que entrou no sistema excedeu os requerimentos para o crescimento vegetal.

Algumas pesquisas sugerem que a rotação de culturas que, requer menor quantidade de fertilizantes nitrogenados, pode ajudar a reduzir os teores de N-NO_3^- , na água percolada, de 10 a 40%, tal como a sucessão de soja após o cultivo do milho, pois nas leguminosas não há aplicação de adubos nitrogenados, porém, quando se aplica dejetos líquidos de suínos conseqüentemente, há aplicação de N desnecessário e esse N tende a se perder no percolado contaminando as águas subsuperficiais (Owens et al, 2000), tal como ocorreu com as doses de dejetos aplicados neste estudo.

4 CONCLUSÕES

Tendo em vista os resultados obtidos no período analisado, pode-se concluir que:

- 1) As perdas de água por percolação não são influenciadas pelos volumes de dejetos líquidos de suínos aplicados;
- 2) Com a aplicação de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos é verificada maior freqüência de elevados teores de N-NO_3^- no percolado;
- 3) Há maiores perdas de N-NO_3^- do que de N-NH_4^+ por lixiviação;
- 4) As perdas acumuladas de N-NH_4^+ e N-NO_3^- com o tratamento de $25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos é de $3,4 \text{ kg ha}^{-1}$ de N perdido, correspondente a 21% do N total aplicado;
- 5) No tratamento com aplicação de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos perdeu-se $3,8 \text{ kg ha}^{-1}$ de N, equivalente a 5,9% do N total aplicado;
- 6) As menores perdas acumuladas de N são obtidas com adubação mineral.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVARENGA, R.C.; ANDRADE, C. de L.T.; MENEZES, J.F.S.; PIMENTA, F.F.; KONZEN, E.A.; RATKE, R.F. Monitoramento ambiental do uso de dejetos líquidos de suínos como insumo na agricultura: perdas de terra e água por escoamento superficial. In: XIV REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, Cuiabá, 2002. **Anais ...** Cuiabá: SBCS, 2002. 1 CD-ROM.

ANJOS, A. R. M. & MATTIAZZO, M. E. Lixiviação de íons inorgânicos em solos repetidamente tratados com biossólido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa MG, v. 24, n. 4, p. 927-938, out./dez. 2000.

BORRE, C.I. **Viabilidade Agronômica da cultura da soja com a utilização de dejetos líquidos de suínos**. 2002. 23f. Monografia (Graduação em Agronomia) - Fesurv - Universidade de Rio Verde, Rio Verde, 2002.

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

CÂMARA, G.M.S. **Soja: tecnologia da produção II**. Piracicaba: ESALQ / LPV, 2000. 450 p. 2000.

AMARGO, P. B. et al. Destino do N de fertilizantes N^{15} aplicados na cultura da cana. I- Deslocamento no solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 22, 1989. **Resumos ...** Recife: SBCS. 1989. p70-71.

CAMERON, K.C.; DI, H.J.; MCLAREN, R.G. Is soil an appropriate dumping ground for our wastes? **Australian Journal of Soil Research**, v.35, p.995-1035, 1997.

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

CHANG, C.; ENTZ, T. Nitrate leaching losses under repeated cattle feedlot manure applications in Southern Alberta. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.25, n.1, p.145-153, 1996.

CONAB. **Acompanhamento da safra brasileira : grãos** : nono levantamento, junho 2008/ Companhia Nacional de Abastecimento. – Brasília : Conab, 2008. Disponível também em: www.conab.gov.br

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE; **Resolução**. CONAMA n.20, 1986. Brasília, 1986.

DI, H.J.; CAMERON, K.C. Nitrate leaching and pasture production from different nitrogen sources on a shallow stoney soil under flood-irrigated dairy pastue. **Australian Journal of Soil Research**, v.40, p.317-334, 2002.

DYNIA, J.F.; SOUZA, M.D. de; BOEIRA, R.C. Lixiviação de nitrato em latossolo cultivado com milho após aplicações sucessivas de lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.41, n.5. p.855-862, maio 2006.

FERREIRA, V.A. **Utilização de dejetos líquidos de suínos na cultura da soja nas safras 2004/2004 e 2005/2006**. 2007. 29f. Monografia (Graduação em Agronomia) – Fesurv- Universidade de Rio Verde, Rio Verde, 2007.

FONTES, P.C.R.; PEREIRA, P.R.G.; CONDE, R.M. Critical chlorophyll, total nitrogen, and nitrate-nitrogen in leaves associated to maximum lettuce yield. **Journal of Plant Nutrition**, v.20, p.1061-1068, 1997.

GONÇALVES, C. S.; RHEINHEIMER, D. S.; KIST, S. L., PELEGRINI, J. B.; GASPARETTO, A. **Qualidade de Água em Propriedades rurais da Microbacia Hidrográfica do Arroio Lino**. Nova Boêmia. Disponível em: <http://www.ufsm.br/ppgcs/congressos/XIV_Reuni%3o_Brasileira_Cuiab%E1/21.pdf>. Acesso em: 04/08/2006.

GONÇALVES, F. T. de A. **Dinâmica do nitrogênio em solo tratado com lodo de esgoto e cultivado com café**. 2005. 65f. Dissertação (Mestrado em Gestão dos Recursos Agroambientais) – Instituto Agrônômico de Campinas, Campinas, 2005.

HATFIELD, J. **Nutrient management & waste handling**. In: World Pork Symposium. Iowa, p.41-48, 1998.

HENNING, A. A. **Fixação biológica do nitrogênio**. Disponível em: <<http://www.estado.estadão.com.br/jornal/suplemento/agric>>. Acesso em : 21/03/2007.

HUNGRIA, M.; VARGAS, M.A.T.; CAMPO, R.J.; GALERANI, P.R. **Adubação nitrogenada na soja?** Londrina: Embrapa Soja, 1997, 4p, (EMBRAPA SOJA. Comunicado Técnico, 57).

IOWA STATE UNIVERSITY, Special Report, n.53, 1988.
http://www.pioneersementes.com.br/imagens/diversos/BIP20_Cultura_Soja_fig1.jpg acesso 31/09/2008.

KONZEN, E.A.; PEREIRA FILHO, I.A.; BAHIA FILHO, A.F.C.; PEREIRA, F.A. **Manejo do esterco líquido de suínos e sua utilização na adubação do milho.** Sete Lagoas: EMBRAPA/CNPMS, 1998. 31f. (EMBRAPA/CNPMS. Circular Técnica, 25).

LOW, A.J. Nitrate and ammonium nitrogen concentration in water draining through soil monoliths in lysimeters cropped with grass or clover or uncropped. **Journal of Agricultural Science of Food and Agriculture**, v. 24, p.1489-1495, 1973.

MAMO, M.; ROSEN, C.J.; HALBACH, T.R. Nitrogen availability and leaching from soil amended with municipal solid waste compost. **Journal of Environmental Quality**, v.28, p.1074-1082, 1999.

MATTIAZZO, M.E.; ANDRADE, C.A. Aplicabilidade do biossólido em plantações florestais. IV. Lixiviação de N inorgânico e toxicidade de metais pesados. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto.** Jaguariúna, SP: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p.203-213.

MENEZES, J.F.S. **Levantamento nutricional de solos da região de Rio Verde quanto a disponibilidade de micronutrientes (B, Cu, Fe, Mn e Zn) e avaliação do estado nutricional da cultura da soja.** Rio Verde: FESURV/CNPq DCR, 2002. 114p.

MUGWIRA, L.M. Residual effect of dairy cattle manure on millet and rye forage and soil properties. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.8, n.1, p.251-255, 1979.

MURPHY, J. RILEY, J. P. A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. *Analise Chemical Acta*, 27:31-36. 1962.

MUZZILI, O. A influência do sistema de plantio direto, comparado ao convencional, sobre a fertilidade da camada arável do solo. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Campinas, v.7, n.1, p.95-102, 1983.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZO, M.E.; MARCIANO, C.R.; MORAES, S.O. Lixiviação de nitrato em um Latossolo Amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Sci. Agric.**, v.58, p.171-180, 2001.

OWENS, L.B.; MALONE, R.W.; SHIPITALO, M.J.; EDWARDS, W.M.; BONTA, J.V. Lysimeter study of nitrate leaching from a corn-soybean rotation. **J. Environ. Qual.**, v.29, p.467-474, 2000.

PRANDO, S. C. **Modelos preditivos da composição química de dejetos líquidos de suínos da região de Rio Verde-GO em função da densidade.** 2007. 33f. Dissertação (Mestrado) Universidade de Rio Verde - Fesurv, Rio Verde. 2007.

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

SANGOI, L.; ERNANI, P. R. LECH, V. A.; RAMPAZZO, C. Lixiviação de nitrogênio afetada pela forma de aplicação da uréia e manejo dos restos culturais de aveia em dois solos com texturas contrastantes. **Ciência Rural**, v. 33, n.1, p.65-70, Jan./-Fev. 2003.

SANTOS, O.S. **A cultura da soja.** Rio de Janeiro: Coleção do agricultor, 1988. 299p.

SEDIYAMA, T.; PEREIRA, M.G.; SEDIYAMA, C.S.; GOMES, J.L. **Cultura da soja: Parte I.** Viçosa: UFV, 1989. 96p.

SEDIYAMA, T.; PEREIRA, M.G.; SEDIYAMA, C.S.; GOMES, J.L. **Cultura da soja: Parte II.** Viçosa: UFV, 1993. 75p.

SILVA, F. C. **Manual de análises químicas do solo, plantas e fertilizantes.** Brasília: EMBRAPA, 1999. 370p.

SIMS, J.T.; BOSWELL, F.C. The influence of organic wastes and inorganic nitrogen sources on soil nitrogen, yield, and elemental composition of corn. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.9, n.2, p.512-518, 1980.

THOMAS, G.W. et al. Effects of a killed sod mulch on nitrate movement and corn yield. **Agronomy Journal**, Madison, v.65, n.5, p.736-739, 1973.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1979. Methods for chemical analysis of water and wastes. USEPA. Rep. 600/4-79-020. USEPA. Cincinnati. OH.

WEBSTER, C.P.; DOWDELL, R.J. Effect of drought and irrigation on the fate of nitrogen applied to cut permanent grass swards in lysimeters: leaching losses. **Journal Science Food Agricultural**, v.35, p.1105-1111, 1984.

WHITE, R.E. Leaching. In: WILSON, J. R. **Advances in nitrogen cycling in agricultural ecosystems**. Wallingford : C.A.B. International, 1987. p.193-211.

YORINORI, J.T.; D'AVILA, M.J.C.; NASSER, L.C.B. Doenças da soja e seu controle. In: ARANTES, N.E.; SOUZA, P.I.M. **Cultura da Soja nos cerrados**. Piracicaba: Ceres, 1993. 384p.

CAPÍTULO 2

LIXIVIAÇÃO DE NITROGÊNIO EM LATOSSOLO VERMELHO DISTROFÉRICO CULTIVADO COM MILHO APÓS APLICAÇÕES DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS

RESUMO

Atualmente, um dos grandes problemas enfrentados pelo aumento da produção animal é o destino do enorme volume de dejetos líquidos de suínos nas propriedades rurais. Visando à busca de soluções para amenizar este problema, a utilização desses resíduos na agricultura se fez necessária. O objetivo deste trabalho foi determinar os teores de N-NH_4^+ e N-NO_3^- lixiviados com aplicação de dejetos líquidos de suínos e adubo mineral, em um Latossolo Vermelho distroférico durante o ciclo de desenvolvimento do milho na safra 2005/2006. Foram instalados nove lisímetros correspondentes as doses utilizadas de 50 e 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de DLS, correspondentes a 30 e 120 kg ha^{-1} de N e a dose de adubo mineral, correspondente a 122 kg ha^{-1} de N (22,8 kg ha^{-1} de N do formulado 04-14-08 aplicado no sulco de plantio + 100 kg ha^{-1} de N em cobertura, na forma de uréia). Mediu-se durante a safra 2005/2006 a precipitação ocorrida na área experimental, a quantidade de água percolada nos lisímetros, os teores de amônio e nitrato no percolado e as perdas totais de nitrogênio conforme os tratamentos. Ocorreu lixiviação em todos os tratamentos no mesmo padrão de comportamento, principalmente em períodos de intensas precipitações. As perdas de água por percolação foram influenciadas pela precipitação. Quanto maior a precipitação, maior foi à percolação de água e maiores os teores de N no lixiviado. Ocorreram maiores teores de N-NH_4^+ no lixiviado, com teores de 1,95 mg L^{-1} a 2,34 mg L^{-1} aos 50 e aos 75 dias após aplicação dos dejetos, sendo que os maiores teores foram determinados onde foi aplicado 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de DLS. Os maiores teores de N-NO_3^- determinados no lixiviado foram 3,66 mg L^{-1} e 5,16 mg L^{-1} ocorridos aos 50 e aos 75 dias após aplicação dos dejetos. Os maiores teores determinados foram com a dose de 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos. Todos os teores de N-NO_3^- detectados estavam abaixo de teor de contaminação determinado pela Organização Mundial de Saúde, correspondente a 10 mg L^{-1} de N-NO_3^- . As perdas totais de N nos tratamentos 50 e 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos e com a adubação química foram de 14,5, 18,6 e 13,5 kg ha^{-1} respectivamente. A aplicação de 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos promoveu maiores teores de N-NO_3^- no percolado e obteve as maiores perdas acumuladas de N por lixiviação.

Palavras-chave: água subterrânea, amônia, contaminação; lisímetro; nitrato

NITROGEN LEACHING IN A RED LATOSOL CULTIVATED WITH CORN CROP AFTER APPLICATIONS OF LIQUID SWINE MANURE

ABSTRACT

One of the most problems faced by increased livestock production is the destination of the huge volume of liquid swine manure (LSM) on farms. Aiming to find solutions to alleviate this problem it is using that at agriculture. The objective of this study was to determine the amount of N-NH_4^+ and of N-NO_3^- leaching with application of liquid swine manure and mineral fertilizer in Latosol (oxysol) Red distroferic during the growing season planting corn in the 2005/2006. Nine lysimeters were installed and it was applied 50 and 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ of LSM, and 570 kg ha^{-1} of mineral fertilizer (04-14-08) broadcasting distribution. The according with the fertilizations the amount of nitrogen were 30 and 120 kg ha^{-1} of N (50 and 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ of LSM, respectively) and 122 kg ha^{-1} of N (22.8 kg ha^{-1} of N with 04-14-08 applied on line + 100 kg ha^{-1} of N sprayed, using urea). There was nitrogen leaching at all treatments in the same intensity. The losses of water by percolation were influenced by rainfall. The higher the rainfall intensity, the greater was the water percolation and increased the amount of N leaching. There were the highest amounts of N-NH_4^+ leaching, with concentration of 1.95 mg L^{-1} and 2.34 mg L^{-1} , occurred in 50 and 75 days after LSM application, with the highest amounts were observed with the dose of 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ of LSM. The amounts of N-NH_4^+ above 1.5 mg L^{-1} suggest water contamination by ammonium. The largest amounts of N-NO_3^- leaching were 3.66 mg L^{-1} and 5.16 mg L^{-1} , occurred in 50 and 75 days after LSM application, with the highest values were found at dose 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ of LSM. All amounts of N-NO_3^- leaching were below the level of water contamination determined by the World Health Organization, corresponding to 10 mg L^{-1} of N-NO_3^- . There were more amount of N-NO_3^- into the water than N-NH_4^+ . The total losses of N leaching were 14.5, 18.6 and 13.5 kg ha^{-1} corresponding with the treatments 50 and 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ of LSM and chemical fertilizer, respectively. The water loss by percolation was not affected by the quantity of LSM applied. Using 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ of LSM, there was greater frequency of high levels of N-NO_3^- in percolate.

Keywords: ammonium; contamination; groundwater; leaching; nitrate.

1 INTRODUÇÃO

Por ser a região de Rio Verde grande produtora de grãos, houve o deslocamento das agroindústrias de produção de carnes (aves e suínos) do Sul para a região Sudoeste de Goiás. As indústrias de carnes possuem integração com agricultores locais para criar os animais no sistema de confinamento, que consomem grande quantidade de rações (base milho e soja), mas que produzem grandes quantidades de resíduos orgânicos, tais como, os dejetos líquidos de suínos. Com o abate de sete mil cabeças de suínos por dia, há uma produção estimada de 1,8 milhões de m³ de dejetos líquidos de suínos (DLS) ao ano. Dessa forma, os dejetos devem ser, obrigatoriamente, utilizados para a fertilização do solo para atender à demanda nutricional das principais culturas, tais como da soja e do milho.

Muitos pesquisadores têm demonstrado que a adubação com dejetos líquidos de suínos é promissora, podendo substituir a adubação química convencional, (Konzen, 1998). Seganfredo (1999) cita que qualquer sistema agrícola, adubado com dejetos líquidos de suínos, pode ser produtivo e lucrativo sem danos ambientais, desde que as quantidades retiradas pelas plantas sejam repostas por meio de adubações orgânicas ou químicas. Por outro lado, essas quantidades adicionadas ao solo, não devem ser maiores do que aquelas requeridas pelas plantas. Se as quantidades adicionadas forem menores, acarretará diminuição da produtividade e, se por outro lado, forem maiores, haverá perdas de nutrientes do sistema. Uma destas perdas é por lixiviação, podendo provocar contaminação do solo e da água subterrânea.

Esse último processo tem sido muito estudado nos últimos anos, em virtude da sua contribuição para a deterioração da qualidade de águas subterrâneas e superficiais. Um dos riscos inerentes ao uso inadequado de resíduos orgânicos no solo é a possibilidade de contaminação, principalmente por nitrogênio (nitrato e amônio), de lençóis freáticos e cursos de água.

Em experimento conduzido na área experimental da Fesurv - Universidade de Rio Verde na cidade de Rio Verde – Goiás, utilizando-se diferentes doses de dejetos líquidos de suínos comparada com a adubação mineral na cultura do milho, nas safras 2004/2005 e 2005/2006, verificou-se tendência de baixa produtividade de grãos aplicando-se a dose de 25 m³ ha⁻¹ de DLS, correspondente a 6.067,35 kg ha⁻¹ e 5.399,35 kg ha⁻¹, respectivamente. Embora o experimento não apresentasse diferença entre as adubações, verificou-se que

tratamento com adubo mineral, apresentou uma média de 6.726,0 kg ha⁻¹ de milho na safra 2004/2005 e de 5.539,38 kg ha⁻¹ na safra 2005/2006 (Menezes Jr., 2007).

As quantidades de nutrientes que a cultura do milho extrai do solo dependem da cultivar, das condições climáticas, da fertilidade do solo e da forma como ocorre o manejo da cultura. O nitrogênio é um dos nutrientes requeridos em maior quantidade pelas culturas, especialmente pela do milho. No entanto, essa demanda não é suficientemente suprida pelo solo. Desse modo, faz-se necessária a adubação nitrogenada para sua adequada suplementação (Embrapa, 1996).

É importante conhecer como se processa a acumulação de macronutrientes durante o ciclo da planta, além do conhecimento das quantidades de nutrientes extraídas e exportadas (Fornasiere Filho, 1992). O nitrogênio é absorvido pelo milho em todo seu ciclo vegetativo, sendo pequena nos primeiros 30 dias após a emergência, aumentando de maneira considerável a partir desse ponto, e na época do florescimento, aumenta a exigência (Magalhães et al., 1994).

Os dejetos líquidos de suínos não são balanceados quimicamente para atender adequadamente as exigências das culturas, podendo haver excesso de algum nutriente ou carência de outro, e, o elemento em maiores concentrações provavelmente é o que acarretará problema ambiental futuro (Konzen, 1998). Um dos elementos em altos teores nos dejetos líquidos de suínos é o nitrogênio, em média de 1,2% (Prando, 2007).

Porém, a preocupação ambiental seria com o excedente de nutrientes como N, K e metais pesados que possa acumular no solo ou contaminar a água, como o N, na forma de amônio (N-NH₄⁺) e nitrato (N-NO₃⁻).

Embora as pesquisas brasileiras ainda sejam relativamente escassas, alguns trabalhos já demonstram os benefícios da aplicação de resíduos orgânicos no solo, por exemplo, no aumento do teor de carbono orgânico do solo e da CTC (Melo et al., 1994; Silva et al., 2001; Simonete et al., 2003; Nascimento et al., 2004), como fornecedor de nutrientes e por elevar a produção de massa seca de diversas culturas (Berton et al., 1989; Defelipo et al., 1991; Da Ros et al., 1993; Oliveira et al., 1995; Silva et al., 2001; Galdos et al., 2004), e na melhoria das propriedades físicas do solo (Jorge et al., 1991; Boeira et al., 2002). Por outro lado, é preocupante em virtude da possibilidade de movimentação de nitratos no perfil do solo e conseqüente contaminação das águas subterrâneas (Anjos e Mattiazzo, 2000).

No Brasil, o valor máximo permitido para N-NH₄⁺ para água potável é de 1,5 mg L⁻¹ (Gonçalves et al., 2006), e de acordo com Oliveira (2000), as águas com concentrações de N-NO₃⁻ maiores que 3,0 mg L⁻¹ podem ser consideradas contaminadas. O consumo de águas

com teores de N-NO_3^- acima do limite recomendado pela Organização Mundial da Saúde, que é de 10 mg L^{-1} , pode ocasionar problemas de saúde em animais e humanos, especialmente em crianças menores que três anos de idade pelo risco de causar a doença denominada de metahemoglobinemia ou “síndrome do bebê azul” (Jenkinson, 2001). Contudo, a agricultura atual, tem sido identificada como a maior contribuinte para o fornecimento de N-NO_3^- para as águas subterrâneas (Randall e Mulla, 2001).

Pelo exposto, o objetivo deste trabalho foi avaliar os teores de N (N-NH_4^+ e N-NO_3^-) lixiviados em água percolada em lisímetros, após a aplicação de dejetos líquidos de suínos e adubo mineral na cultura do milho durante a safra 2005/2006.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O presente trabalho foi conduzido na área experimental da Fesurv - Universidade de Rio Verde, localizada na Fazenda Fontes do Saber, município de Rio Verde-GO, possuindo coordenadas $17^\circ 14' 53''$ de latitude Sul, $50^\circ 55' 14''$ de longitude Oeste e altitude 715 m, clima Cf segundo Köppen, em um Latossolo Vermelho Distroférrico de textura argilosa e 4% de declividade, no período de 04 de outubro de 2005 a 26 de abril de 2006.

A área experimental é destinada ao projeto “Monitoramento do impacto ambiental pela utilização de dejetos líquidos de suínos na agricultura”, realizado em parceria de Fesurv, Embrapa Milho e Sorgo e Perdigão Agroindustrial S/A.

No ano de 1999, foi instalado o sistema de monitoramento integrado da dinâmica de água e solutos no solo (SISDINA) constituído de nove lisímetros a campo que consistem em uma estrutura metálica que simula um solo controlado (Alvarenga et al., 2002). Esses lisímetros possuem medidas de 1,80 m de profundidade por 3,60 m de comprimento e 2,0 m de largura, sendo todo revestido por uma manta de PVC de 800 micras de espessura. No fundo do lisímetro foi instalado um cano PVC de 25 mm de diâmetro que o conecta ao fosso de coleta das amostras de água, onde estão os tambores coletores com capacidade de 60 litros que armazenam a água percolada até que se faça a coleta (Figura 8), para o estudo das perdas de nitrogênio na água percolada, com a fertilização de culturas com dejetos líquidos de suínos e fertilizante mineral.

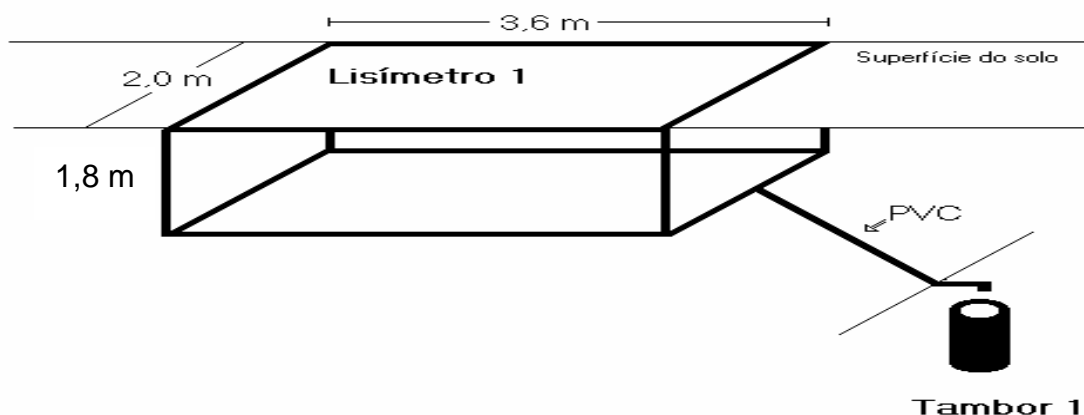


Figura 8. Esquema representativo dos lisímetros

As culturas de soja e milho são conduzidas na área alternadamente, sendo uma safra soja e na outra milho, e assim sucessivamente.

Os ensaios foram constituídos de três tratamentos (50 e 200 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de suínos e 570 kg ha⁻¹ de fertilizante mineral com formulação 04-14-08, com mais 100 kg ha⁻¹ de N na forma de uréia em cobertura aos 45 dias após plantio), recomendado conforme os resultados da análise do solo e a expectativa de rendimento da cultura (Souza & Lobato, 2002); com três repetições, totalizando nove parcelas experimentais, sendo que cada lisímetro constituiu uma parcela experimental.

Os dejetos líquidos de suínos utilizados foram provenientes de uma granja de Sistema Vertical Terminador (SVT), tendo permanecido tempo suficiente na lagoa estabilização (90 dias), para que ocorressem os processos fermentativos necessários para o controle de patógenos e doenças, cujas características químicas foram analisadas no Laboratório de Análises de Solos e Folhas da Fesurv, segundo a metodologia, N total, pelo método Kjeldahl; K por espectrometria de emissão de chama; e, P por colorimetria (Murphy & Riley, 1962).

Pela análise química dos dejetos líquidos de suínos, os teores de N, P e K disponíveis 0,60 g L⁻¹, 0,10 g L⁻¹ e 1,20 g L⁻¹ respectivamente, considerando os índices de eficiência 50%, 60% e 100% a disponibilidade de N, P e K no primeiro ano (Fontes, 1999).

A partir dos resultados da análise, foram calculadas as quantidades de N, P₂O₅ e K₂O aplicadas ao solo de acordo com cada tratamento (Tabela 4).

Tabela 4. Quantidade de N, P₂O₅ e K₂O fornecidos à cultura do milho de acordo com os tratamentos

Tratamentos	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
	----- kg ha ⁻¹ -----		
50 m ³ ha ⁻¹ DLS	30	11,45	72,0
200 m ³ ha ⁻¹ DLS	120	45,80	288,0
Químico	22,8 + 100	79,8	45,6
	(Plantio e cobertura)		

A aplicação dos dejetos líquidos de suínos, na superfície do solo, foi realizada no dia 06/10/2005, vinte dias antes da semeadura da cultura do milho. O adubo mineral foi aplicado por ocasião do plantio do milho e a cobertura nitrogenada aos 45 dias após plantio.

O plantio da cultura do milho foi realizado em 26/10/2006, utilizando-se o híbrido Coodetec 308, em sistema de plantio direto. O manejo e os tratamentos fitossanitários foram realizados conforme as recomendações e as necessidades da cultura.

Ao longo do ciclo de desenvolvimento da cultura do milho, aos 145 dias após o plantio, foram coletados dados de precipitação, na estação meteorológica da Fesurv - Universidade de Rio Verde.

O milho foi colhido em 21/03/2006, depois de 170 dias após aplicação dos dejetos.

As determinações da quantidade de água percolada nos lisímetros e as coletas das amostras de água nos tambores foram realizadas diariamente, quando necessárias, de acordo com a precipitação pluvial. Quanto maiores os eventos de precipitações, mais frequentes foram às coletas.

O volume de água percolada foi mensurado diariamente. Após a medição, homogeneizava-se o percolado e coletava-se uma amostra de 60 mL de água em um frasco de cor âmbar para análise química no Laboratório de Análises de Solo e Planta (LASF) da Universidade de Rio Verde. Após a coleta, descartava-se o restante de água percolada do tambor e o colocava novamente no devido lugar para armazenar o percolado para a próxima coleta.

As determinações analíticas de nitrogênio (N-NO₃⁻ e N-NH₄⁺) lixiviado na água percolada foram feitas, por meio do destilador de nitrogênio conhecido como método de Kjeldahl, seguindo-se a metodologia descrita por Silva (1999).

As perdas de nitrogênio foram analisadas num período de 250 dias após a aplicação dos dejetos líquidos de suínos, até uma profundidade de 1,80 m (Figura 1).

Foram determinadas, conforme as adubações: a quantidade de água percolada no perfil do solo; os teores de nitrogênio (N-NO_3^- e N-NH_4^+) lixiviados no percolado; a quantidade total de amônio (N-NH_4^+) e nitrato (N-NO_3^-) e a perda acumulada de amônio e nitrato na água percolada durante o período de 04 de outubro de 2005 a 26 de abril de 2006.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Precipitação

A precipitação total ocorrida na área experimental na safra 2005/2006 foi de 1.550 mm, apresentando as maiores precipitações aos 132 e aos 145 dias após aplicação dos dejetos líquidos de suínos, correspondendo a 98,5 e 101,5 mm respectivamente, atingindo valores superiores a 90 mm, durante a safra 2005/2006 (Figura 9).

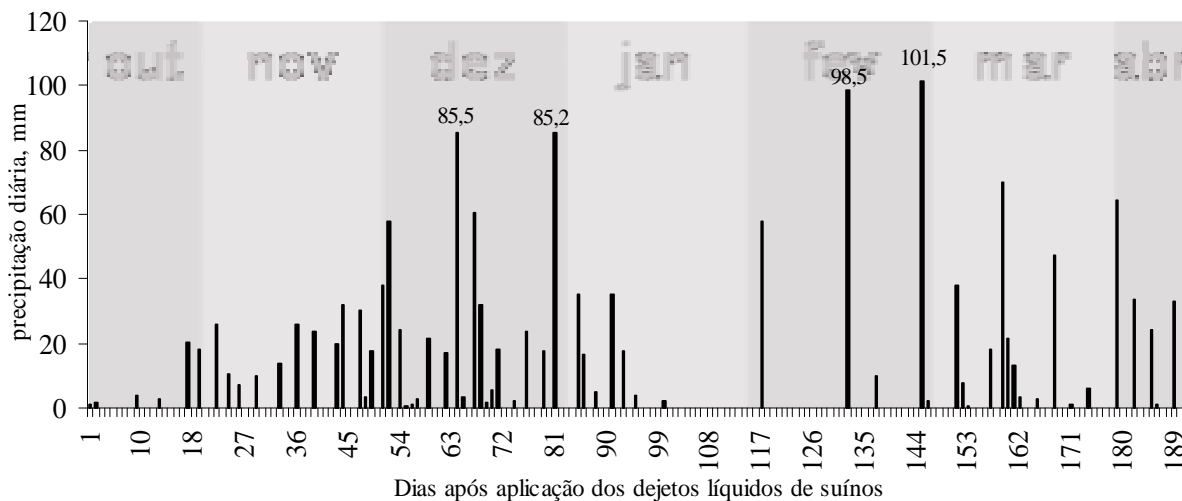


Figura 9. Precipitação total ocorrida na área experimental durante o período de 04 de outubro de 2005 à 26 de abril de 2006.

3.2 Percolação de água

O volume de água percolado nos lisímetros com aplicação de 50 e 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos e adubo mineral de acordo com a precipitação pluvial durante a safra 2005/2006, é demonstrado na Figura 9. A percolação de água nos lisímetros ocorreu

logo após a aplicação dos dejetos líquidos de suínos, devido, aos eventos de precipitação que antecederam a aplicação dos dejetos.

A água percolada no perfil do solo apresentou o mesmo padrão de perda, independente das adubações e foi proporcional aos eventos de precipitação ocorridos durante todo o ciclo da cultura do milho. O movimento das perdas de água no perfil do solo acompanhou a curva de precipitação (Figuras 9 e 10).

Com aplicação de $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos as maiores perdas de água foram de 24,7 mm aos 68 dias após aplicação dos dejetos líquidos de suínos, sendo que a precipitação acumulada antecedente a neste período foi de 92,8 mm (Figura 10a).

Observando-se as Figuras 9 e 10, o maior volume de água percolada foi de $26,6 \text{ L m}^2$ nas parcelas que receberam $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DLS aos 68 dias após aplicação dos dejetos, sendo a precipitação neste período de 32 mm. Aos 64 e 67 dias após aplicação houve precipitações de 85,5 mm e 60,8 mm, respectivamente, totalizando neste período 188,3 mm, eventos os quais influenciaram este resultado (Figura 10b).

Com a aplicação de adubo mineral as perdas de água por percolação atingiram $26,4 \text{ L m}^2$ aos 67 dias após aplicação dos dejetos líquidos de suínos, sendo que a precipitação neste período foi de 60,8 mm, e, antecedendo este período, aos 64 dias após aplicação dos dejetos houve uma precipitação de 85,5 mm, o que, também, influenciou este resultado (Figura 9c).

As perdas de água por percolação com aplicação de 50 e $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ dejetos líquidos de suínos, foram de 1,59 % e 1,71 % em relação ao total precipitado que foi de 1550 mm. E houve perda de água por percolação de 1,7 % nas parcelas que receberam adubo mineral.

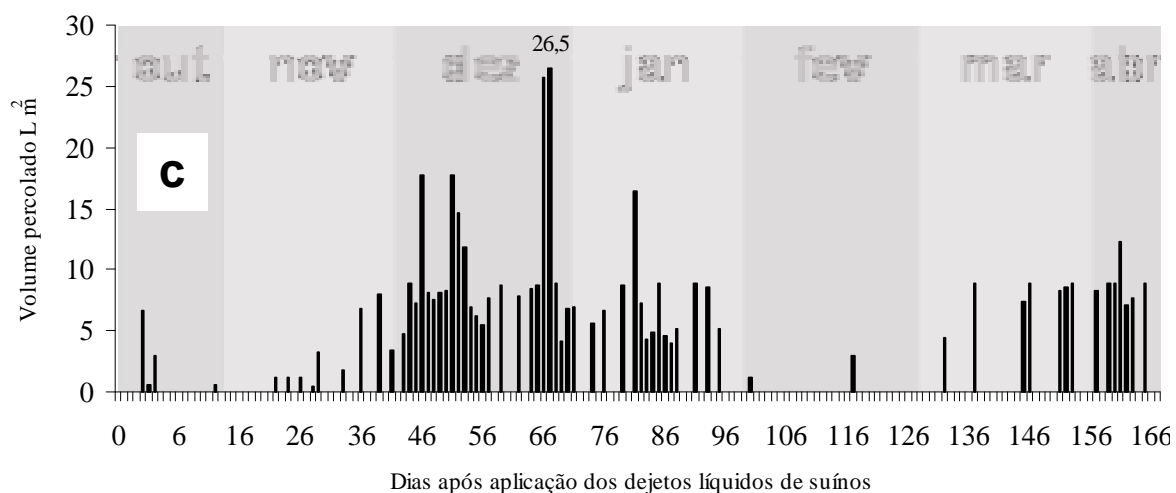
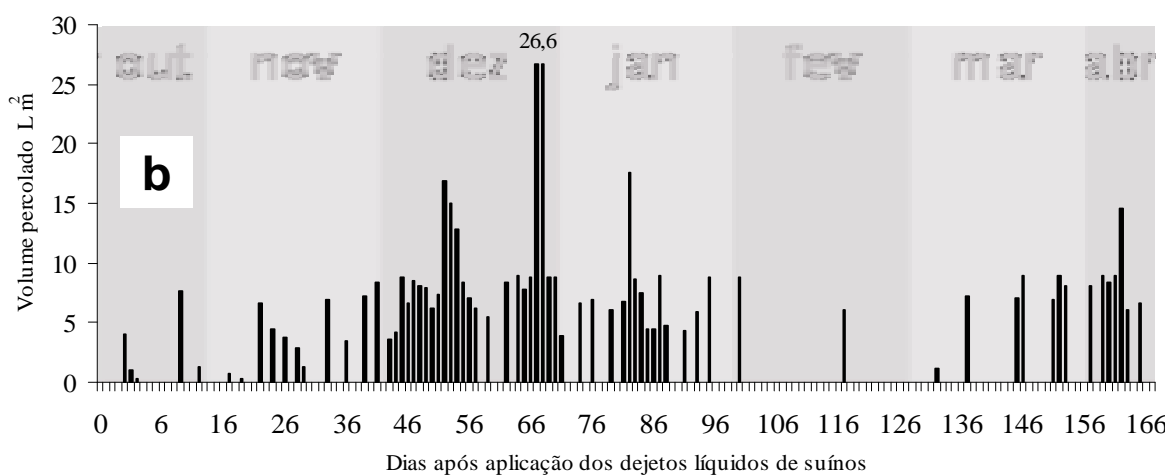
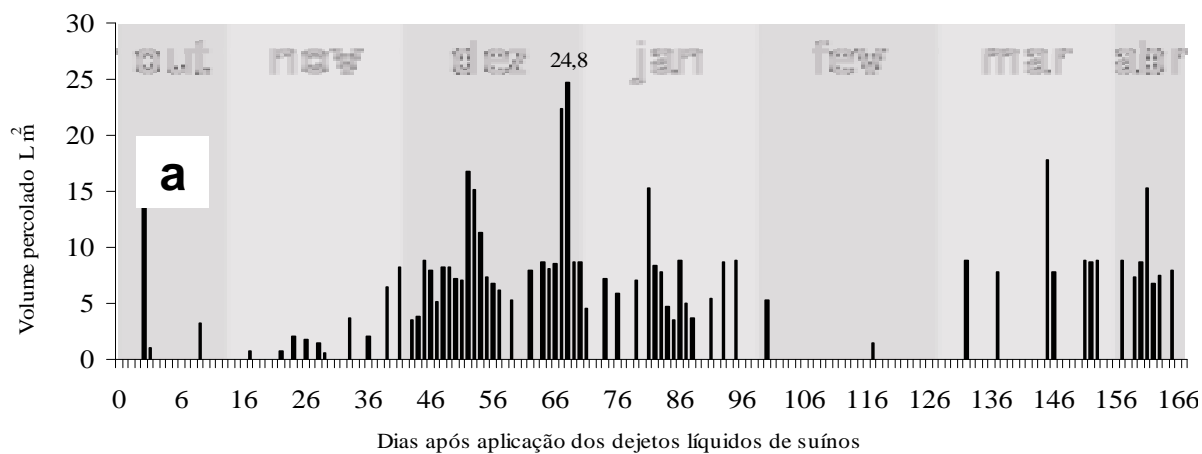


Figura 10. Volume de água percolada (L m⁻²) com aplicação de 50 e 200 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de suínos e 570 kg ha⁻¹ de adubo mineral conforme a precipitação durante o cultivo do milho na safra 2005/2006.

3.3 Teores de N-NH₄⁻ e N-NO₃⁻ na água percolada

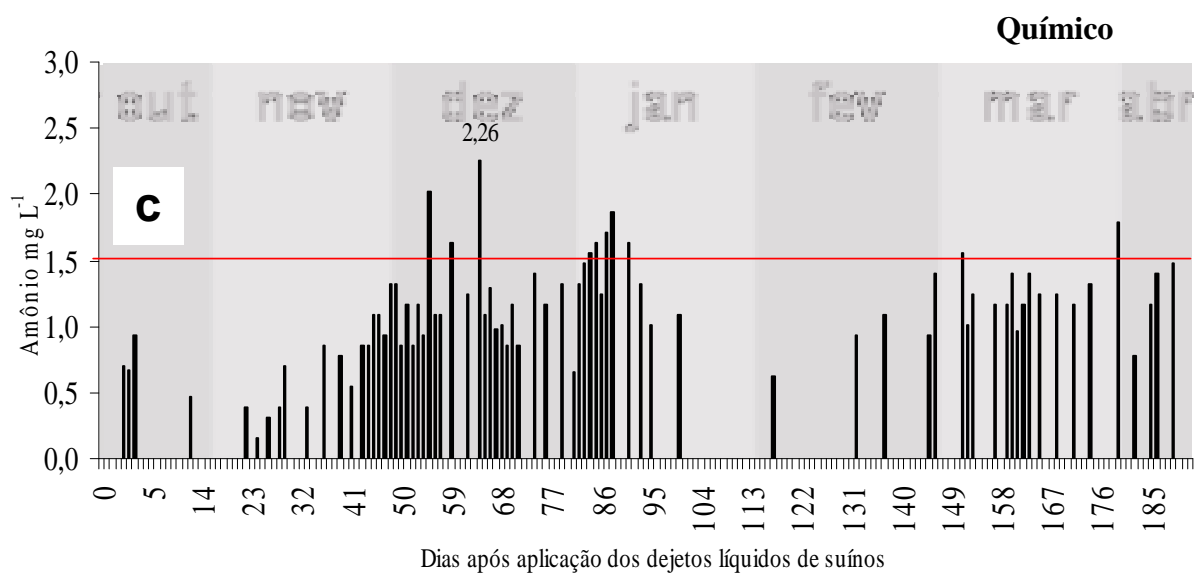
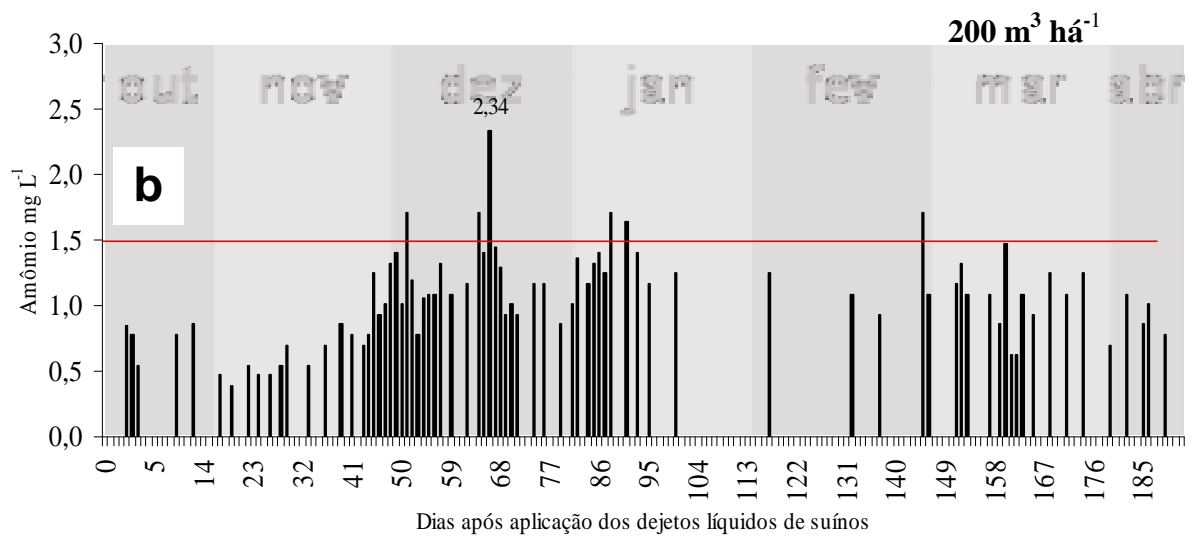
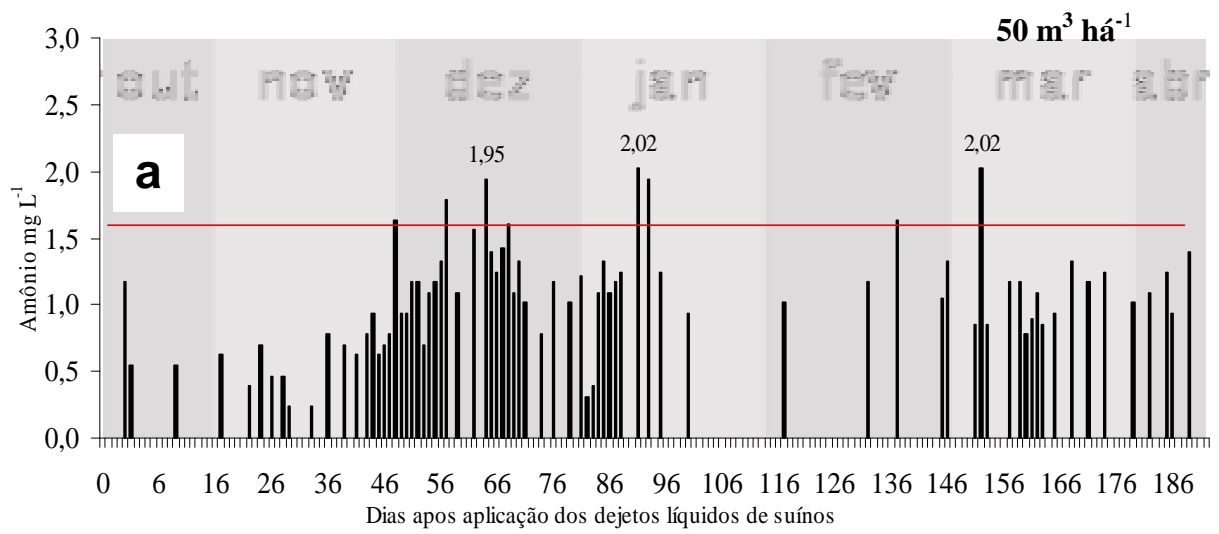
A precipitação influenciou diretamente as perdas de água por percolação e, conseqüentemente, os teores de N-NH₄⁻ e N-NO₃⁻ na água percolada (Figuras 9, 10 e 11).

Teores de N-NO₃⁻ foram determinados no percolado antes da aplicação dos dejetos, de 4,44 mg L⁻¹, 0,62 mg L⁻¹ e 2,23 mg L⁻¹, correspondentes às doses de 50 e 200 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de suínos e adubação química, respectivamente (Figura 11). Estas frações pertencem ao N orgânico remanescente, que foi adicionado na safra passada, dando origem a um processo acumulativo, cujos efeitos sobre a geração e a lixiviação de nitrato são ainda pouco estudados, principalmente em solos tropicais e em condições de campo.

No 1º e 2º dia após aplicação do adubo mineral (22 dias após aplicação dos dejetos) após a precipitação acumulada de 7,2 mm que promoveu a lixiviação de nitrogênio, fazendo com que atingisse concentrações de 3,2 mg L⁻¹ de N-NO₃⁻ na água percolada. Tal resultado deve-se ao fato do solo estar em pousio antecedente a este período, e com pouca cobertura vegetal sobre o solo, pois a cultura anterior (safra 2004/2005) foi soja.

O teor de N-NH₄⁻ na água percolada obteve comportamento semelhante ao do N-NO₃⁻. Embora parte do N contida no dejetos líquido de suíno estivesse na forma de N-NH₄⁺ (Bertol, et al, 2005). Estas observações podem ser explicadas pela capacidade do solo em adsorver íons (Kleinman et al, 2003). Kenjo et al (1987) citados por Oliveira (2006), relataram que, apesar de íons nitrato serem repelidos pelas cargas negativas das superfícies dos minerais de argila, seu movimento vertical do solo é mais lento em relação ao da água, formando uma defasagem entre a frente de molhamento e a frente de contaminação

Aos 91 dias após aplicação de 50 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de suínos, obteve-se o teor de 2,02 mg L⁻¹ de N-NH₄⁺ na água percolada, sendo a precipitação neste período de 35,5 mm. Aos 152 dias após aplicação dos dejetos, determinou-se, também, 2,02 mg L⁻¹ de N-NH₄⁺ na água percolada. No período de 137 até 145 dias após aplicação dos dejetos os índices de precipitação não foram suficientes para que houvesse percolação. Porém, a partir dos 145 até os 152 dias após aplicação dos dejetos líquidos de suínos, houve vários eventos de precipitação, o que justificou a percolação da água e também o teor de 2,02 de N-NH₄⁺ lixiviado (Figuras 9 e 11).



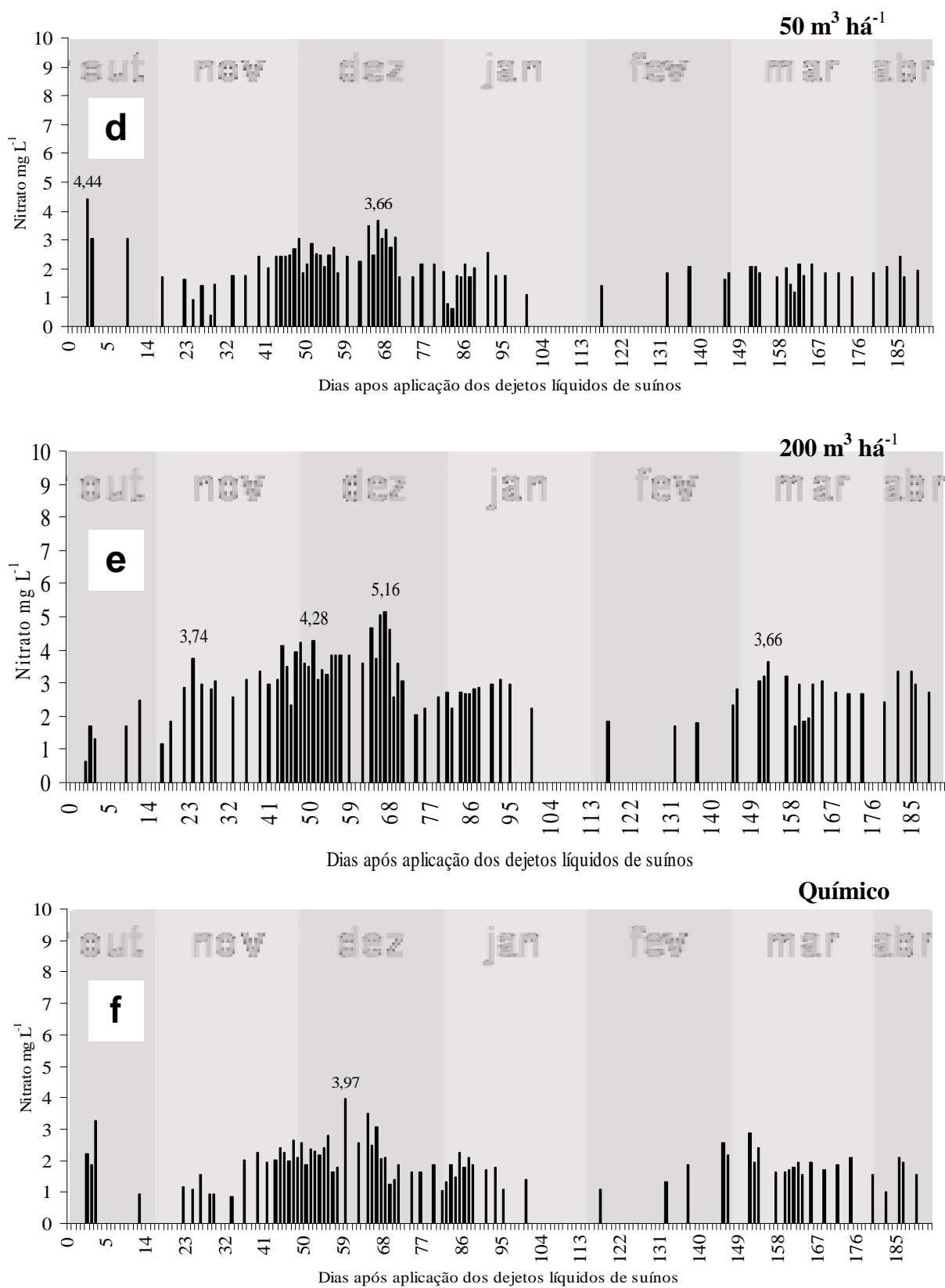


Figura 11. Teores de N-NH_4^+ e N-NO_3^- (mg L^{-1}) na água percolada conforme a aplicação de 50 e $200 \text{ m}^3 \text{ há}^{-1}$ de DLS e 570 kg ha^{-1} de adubo mineral durante o cultivo do milho na safra 2005/2006.

O maior teor de N-NO_3^- determinado foi com aplicação de $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos correspondente a $3,66 \text{ mg L}^{-1}$ aos 66 dias após aplicação dos dejetos líquidos de suínos. Neste dia não houve precipitação, porém, justifica-se este resultado devido as precipitações ocorridas anteriormente, pois, dos 64 aos 67 dias após aplicação dos dejetos, houve precipitação acumulada de 145,9 mm (Figuras 8 e 10).

Com aplicação de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos, os teores de N-NH_4^- e N-NO_3^- encontrados na água, foram maiores em comparação aos demais tratamentos, sendo de $3,74 \text{ mg L}^{-1}$ de N-NH_4^+ e $5,16 \text{ mg L}^{-1}$ N-NO_3^- respectivamente, precisamente aos 67 dias após aplicação dos dejetos líquidos de suínos, período em que houve dois eventos de precipitação anteriores, aos 64 dias após aplicação de 85,5 mm e aos 67 dias após aplicação dos dejetos de 60,8 mm (Figuras 8, 10 e 11b). Segundo Cooper et al (1984) citado por Oliveira (2006), trabalhando com aplicações de altas doses de N, em milho, perceberam que somente 10 % do N total aplicado foram recuperados com a produção, aproximadamente metade permaneceu no perfil do solo, proporcionando risco de contaminação do lençol freático.

No tratamento com aplicação de adubo mineral, verificou-se que os maiores teores de N-NH_4^+ no percolado foi de $2,26 \text{ mg L}^{-1}$ ocorrido aos 64 dias após aplicação dos dejetos líquidos de suínos sendo que a precipitação neste período foi de 85,5 mm e de $3,97 \text{ mg L}^{-1}$ de N-NO_3^- aos 59 dias após aplicação dos dejetos (Figura 10c).

Os maiores picos de perdas de nitrogênio (N-NH_4^- e N-NO_3^-) lixiviados no período experimental ocorreram entre 50 e 81 dias após aplicação dos dejetos líquidos de suínos, período em que, houve maiores volumes de água percolada e sucessivos eventos de precipitação (Figura 8, 9, 10 e 11).

As concentrações de N-NH_4^+ na solução percolada foram menores do que as concentrações de N-NO_3^- , pois provavelmente ocorreu o processo de nitrificação (formação de amônio em nitrato). Fato que justifica os maiores teores de N-NO_3^- na água determinados neste trabalho. Ceretta et al (2005) detectaram teores relativamente baixos de N-NH_4^+ e N-NO_3^- na água de escoamento superficial com aplicação de doses crescentes de dejetos líquidos de suínos, o que possivelmente esteja associado ao baixo teor de matéria seca dos dejetos aplicados. Já Barcellos (1992) observou uma perda de N-NH_4^+ por volatilização que pode chegar até 50 % da quantidade aplicada no solo, causando poluição atmosférica e diminuindo os teores fornecidos no solo. Por sua vez, o escoamento superficial e a lixiviação de N no solo podem contaminar mananciais de água, principalmente com nitrato.

Concentrações elevadas de nitrato na água de drenagem também foram observados por Martin *et al.* (1994), que atribuíram este comportamento a aplicação antecipada da adubação nitrogenada. Na rotação milho-soja o N é aplicado somente no ano em que a cultura for o milho, pois na soja o N não é aplicado, o fornecimento do nutriente é via fixação biológica do nitrogênio (FBN). No ano em que a cultura plantada for soja, a lixiviação do N-NO₃⁻ pode ser menor do que no ano em que a cultura for milho (Owens et al 1995).

Os teores de N-NO₃⁻ encontradas neste trabalho, abaixo de 10 mg L⁻¹, estão de acordo com os níveis aceitáveis de potabilidade da água segundo USEPA (2002). Embora os teores de N-NO₃⁻ sejam maiores que 120 mg L⁻¹ em linhas de plantio de milho (Logan et al., 1980), o teor médio anual típico de N-NO₃⁻ em Iowa e Vermont variaram de 10 para 60 mg L⁻¹ (Benoit 1973; Botcher et al, 1981; Drury et the al 1993; Gast et el 1978; Kladivko et al 1991; Loghan and Schwab, 1976; Miller 1979; Randall et al 1997; Randall and Iragavarapu, 1995).

Os teores de N-NH₄⁺ lixiviados detectados neste presente trabalho estão acima do máximo permitido, que no Brasil equivale a 1,5 mg L⁻¹ para água potável (Gonçalves et al., 2006), o que confirma a possível contaminação do lençol freático por N-NH₄⁺ com as doses utilizadas.

Ceretta et al (2005) detectaram 20, 39 e 86 mg L⁻¹ de N-NH₄⁺ em água por escoamento superficial com a utilização de doses de dejetos líquidos de suínos correspondentes a 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹ respectivamente aos 12 dias após a aplicação dos dejetos. E estes valores foram superiores aos teores de N-NO₃⁻ determinados na água percolada. Somente a partir do 29º dia é que os teores de N-NO₃⁻ passaram a predominar, atingindo o pico máximo aos 57 dias após a aplicação dos dejetos. Outros estudos com lisímetros, em Ohio nos Estados Unidos, mostraram que com a dose de 224 kg ha⁻¹ de N em cultivos contínuos apenas com milho, o teor de N-NO₃⁻ na água excedeu a 10 mg L⁻¹ (Owens, 1987; Owens, 1990).

3.4 Perdas de nitrogênio

A Figura 11 demonstra as quantidades totais de N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ lixiviados conforme a quantidade de água percolada (g ha⁻¹), com aplicação de 50 e 200 m³ha⁻¹ de dejetos líquidos de suínos e a adubação mineral.

A aplicação de 50 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de suínos, promoveu perdas de 398,4 g ha⁻¹ de N-NH₄⁺ aos 68 dias após aplicação dos dejetos, período em que a precipitação foi de

32 mm. Deve-se levar em consideração que, anteriormente, aos 64 até os 67 dias após aplicação dos dejetos líquidos de suínos houve um período chuvoso, totalizando 149,7 mm o que favoreceu estas perdas. A maior perda de N-NO_3^- foi obtida com aplicação de $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos, neste mesmo período, chegando a $833,9 \text{ g ha}^{-1}$ (Figura 11a). Rizzi (1991) ao aplicar água de esgoto urbano em colunas indeformadas de solo de diferentes alturas, constatou que as colunas com 30 cm de altura tiveram uma eficiência mínima na retenção de N-NH_4^+ de 34,1% enquanto que em colunas de 150 cm a eficiência foi de 99,5%. Na profundidade de solo avaliada dos lisímetros com 1,80 m de profundidade supõe que grande quantidade de nitrato ficou retida.

A aplicação de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos, promoveu as maiores perdas de N em comparação aos demais tratamentos, atingindo valores de 386 g ha^{-1} de N-NH_4^+ e $1.373,6 \text{ g ha}^{-1}$ de N-NO_3^- , aos 67 dias após aplicação dos dejetos líquidos de suínos, (Figura 11b).

Matos et al (1996) avaliando-se os efeitos da aplicação direta de 50 e $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos, em um Podzólico Vermelho Amarelo, comenta que a mobilidade do nitrato no perfil do solo foi baixa, onde não foram encontradas nenhum teor contaminante nas camadas mais profundas.

As maiores perdas de N devem ocorrer no início do ciclo de desenvolvimento da cultura de milho, quando a exigência da planta por esse elemento é pequena. A quantidade de N aplicado no plantio via adubação química, correspondente a $22,8 \text{ kg ha}^{-1}$ de N foi bem menor que os 120 kg ha^{-1} de N aplicados na dose de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos. Vieira & Cardoso (2003), em experimentos com doses crescentes de lodo de esgoto, relataram que a aplicação das maiores doses de lodo de esgoto promoveram maiores lixiviações de N-NO_3^- do que a adubação mineral (20 kg ha^{-1}) aos 10 dias após emergência

Com aplicação de fertilizante químico a perda de N-NH_4^+ foi de 332 g ha^{-1} e a de N-NO_3^- atingiu $787,6 \text{ g ha}^{-1}$ aos 66 dias após aplicação dos dejetos, período em que a precipitação foi de 3,4 mm, porém, anteriormente, aos 64 dias após aplicação dos dejetos houve uma precipitação de 85,5 mm o que influenciou estas perdas (Figura 12c). Embora houvesse adubação de cobertura nitrogenada de 100 kg ha^{-1} de N na forma de uréia, as perdas de N não foram proporcionais as quantidades de N fornecidas ao solo. Com o tratamento químico houve menor perda de N do que com a dose de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos, pois o N mineral foi aplicado na superfície e parte desse nutriente provavelmente, pode ter sido volatilizado.

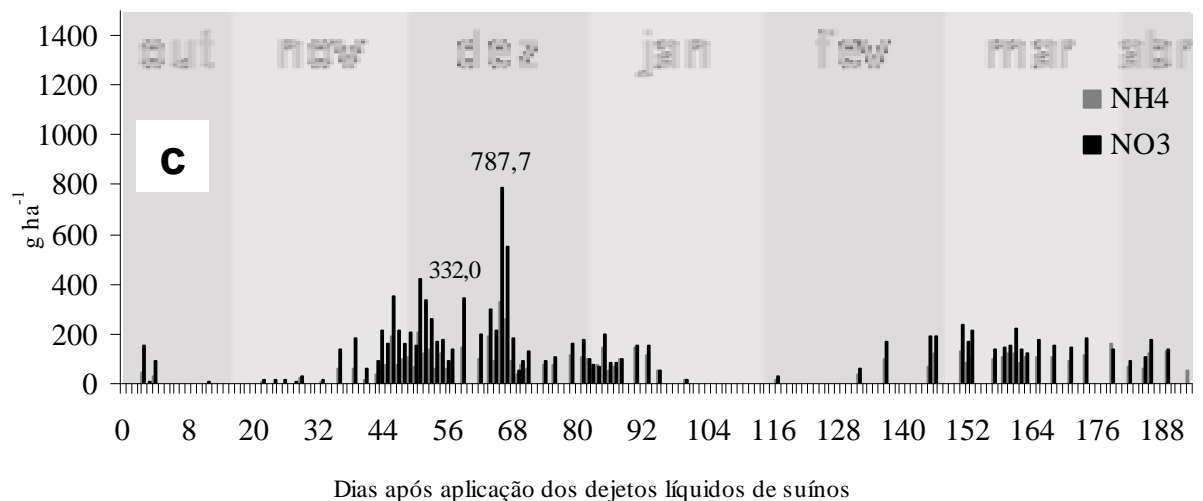
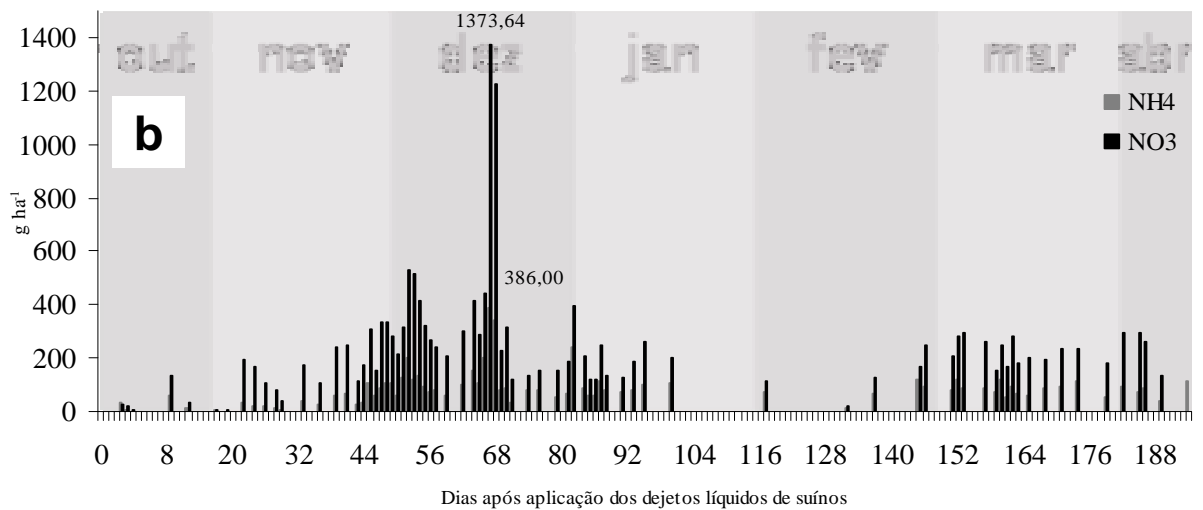
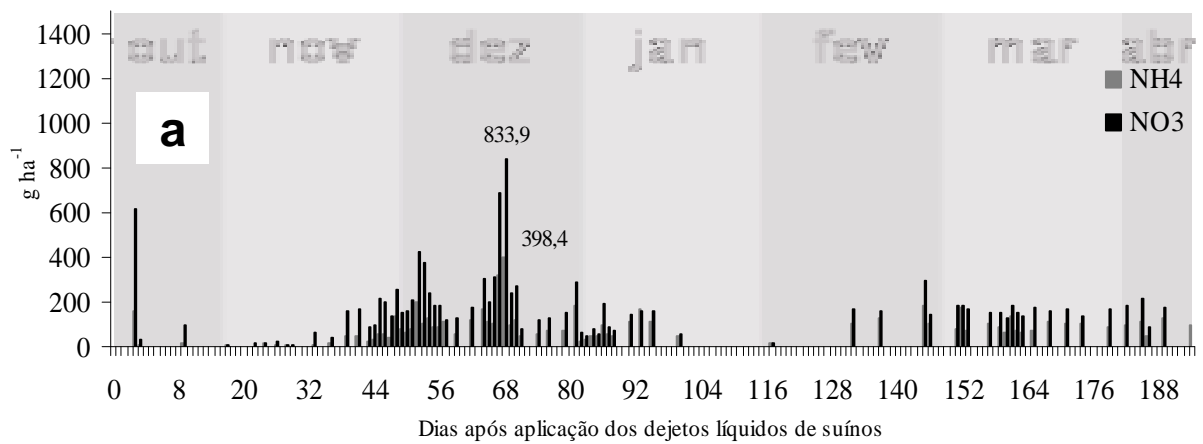


Figura 12. Quantidade total de N-NH_4^+ e N-NO_3^- lixiviados conforme a quantidade de água percolada (g ha^{-1}) com a aplicação de 50 e 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos e 570 kg ha^{-1} de adubo mineral durante o cultivo do milho na safra 2005/2006.

Em Minnesota, foram feitos estudos de perdas de N em lisímetros a 1,2 m de profundidade, onde a cultura do milho recebeu 260 kg ha^{-1} de N anual, e perdeu em média 52 a 116 mg L^{-1} de N-NO_3^- o que significa de 69 a 112 kg ha^{-1} de N (27 a 43% do N aplicado). Estudos com lisímetros em Ohio, com cultivos sucessivos de milho com adubação de 336 a 672 kg ha^{-1} , perderam por lixiviação 44 a 73 mg L^{-1} de N, o que corresponderam a 133 a 274 kg ha^{-1} , respectivamente (Owens et al, 2000).

A Figura 13 apresenta as perdas acumuladas de N-NH_4^+ e N-NO_3^- com aplicação de 50 e $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos e com a adubação mineral.

O tratamento com $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos obteve perdas menores de N-NH_4^+ e de N-NO_3^- , correspondente a $4,8 \text{ kg ha}^{-1}$ e $9,5 \text{ kg ha}^{-1}$, respectivamente (Figura 12a). Jenison and Fox (1994) determinaram que as perdas de N-NO_3^- podem variar de 24 a 55% da quantidade do N aplicado.

A Figura 13a, 13b e 13c, mostra as perdas acumuladas de N, em pode ser constatada que as adubações com dejetos líquidos de suínos obtiveram perdas maiores do que com o tratamento com adubo mineral. A aplicação de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos, promoveu perdas consideráveis, atingindo valores de 13 kg ha^{-1} de N-NO_3^- (Figura 13b). Deve-se também considerar que as quantidades de N exigidas pelas culturas e fornecidas pelos adubos minerais são aplicadas de forma parcelada e em períodos de maior demanda da cultura, evitando-se que ocorram perdas para o ambiente, tais como volatilização e lixiviação (Souza; Lobato, 2002).

Tal fato não é levado em consideração quando se utiliza os dejetos líquidos de suínos, o que poderia ocasionar grandes perdas de N principalmente no início do cultivo de diferentes plantas. Segundo observações de Vieira & Cardoso (2003), as perdas de N são mais críticas em cultivos realizados em períodos de chuva e alta umidade, além de aumentar a lixiviação do N-NO_3^- , cria micros sítios anaeróbios que, associados à presença de C-orgânico do resíduo, pode aumentar as perdas de N-NO_3^- pela desnitrificação.

A preocupação com nitratos, ressaltada nos trabalhos de Medaile et al (1994) e Shepherd (1996), torna-se particularmente importante nos casos em que a mineralização do N orgânico não é sincronizada com a absorção pela cultura. Entender o comportamento e o destino do nitrogênio em solos tratados com adubos orgânicos é importante na obtenção de melhores respostas do fertilizante e também no gerenciamento sobre o risco potencial da lixiviação do N-NO_3^- para as águas subterrâneas (Smith et al., 1998; Andreoli & Carneiro, 2002).

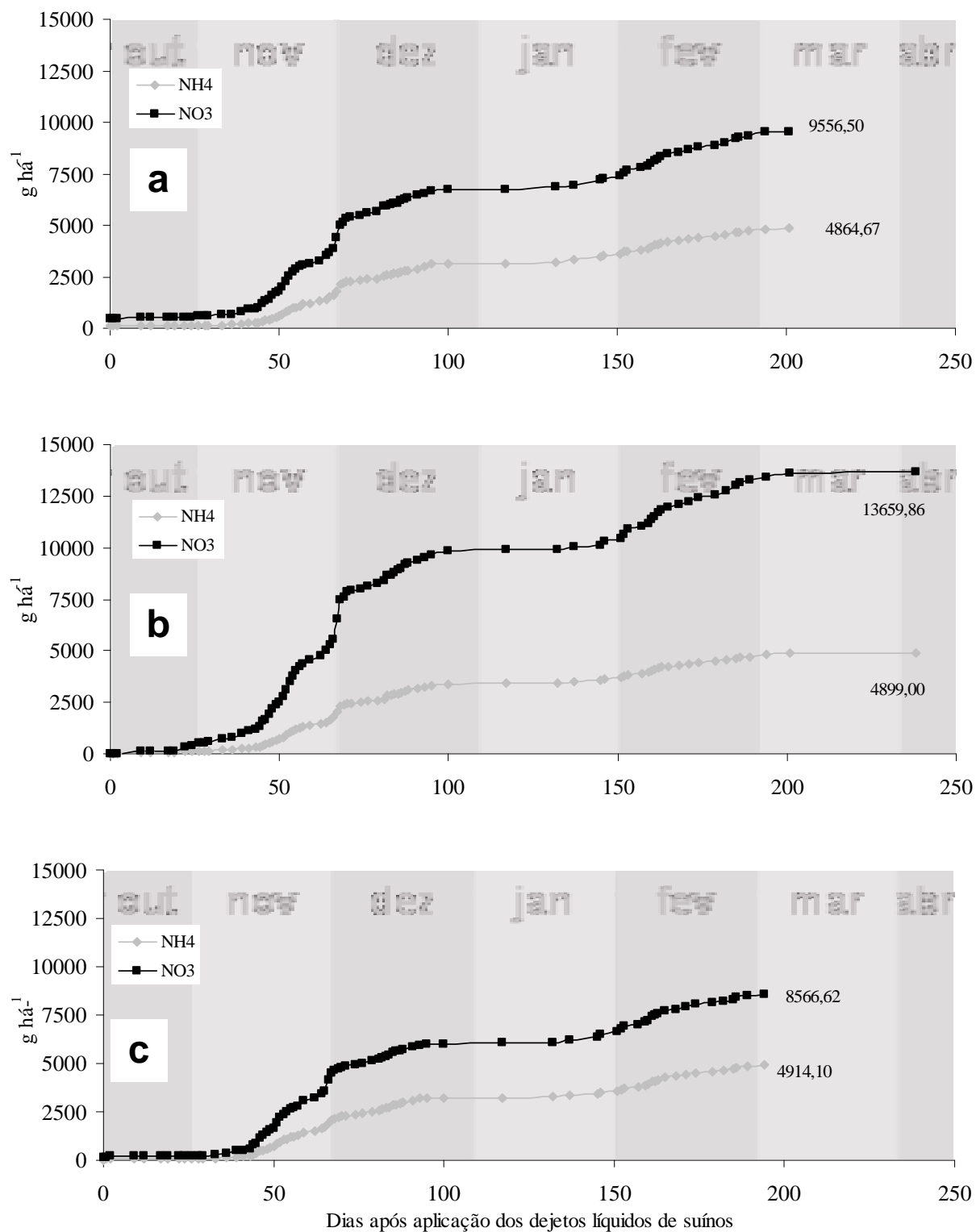


Figura 13. Quantidade acumulada de N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ lixiviados conforme a quantidade de água percolada (g ha⁻¹) com a aplicação de 50 e 200 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de suínos e 570 kg ha⁻¹ de adubo mineral durante o cultivo do milho na safra 2005/2006.

Embora o N tenha uma grande mobilidade no solo, particularmente na forma de N-NO_3^- (Sharpley et al., 1993), estando, portanto, sujeito a uma maior perda por lixiviação, igualmente pode ser retido pela matriz do solo, sobretudo quando este é altamente intemperizado. As cargas do solo (CTC e CTA) podem ser preenchidas pela adsorção de diferentes formas de nitrogênio, como o N-NH_4^+ e N-NO_3^- (Sharpley et al., 1993; Smith et al., 1990), principalmente o nitrato, uma vez que tem a suscetibilidade à perda reduzida pela adsorção no complexo de troca de cátions.

Observou-se neste trabalho, que o N-NH_4^+ , dos dejetos foi rapidamente nitrificado, mesmo sem a sua incorporação ao solo. O aparecimento precoce de N-NO_3^- no solo, quando ainda não há uma cultura para absorvê-lo, o torna mais suscetível a perdas por lixiviação, e desnitrificação, dependendo das condições climáticas. O amônio (N-NH_4^+), no solo sofre transformação biológica em outras formas de nitrogênio, como o nitrato, em duas ou três semanas, quando a temperatura do solo se mantém na faixa de 25 a 30°C.

Segundo Morgan (1999) citado por Aita; Giacomo; Huber (2007) trabalhando com 30 amostras de dejetos líquidos de suínos, em um experimento com três tipos de solo, ao quantificar a nitrificação dos teores de N nas formas de amônio e nitrato verificou que o N-NH_4^+ foi completamente oxidado a N-NO_3^- em 24 dias.

Os resultados apresentados demonstram que altas doses de N aplicados via adubação orgânica, resultam em excesso de nitrato lixiviado, e, para avaliação do comportamento do N no solo e na água, é muito mais importante o efeito do sistema de manejo do solo e do fator tempo, do que somente das doses utilizadas e da cultura antecessora.

4 CONCLUSÕES

Tendo em vista os resultados obtidos no período analisado, pode-se concluir que:

- 1) As perdas de água por percolação foram influenciadas pelos índices de precipitação;
- 2) As quantidades de água percolada no perfil do solo obtiveram o mesmo padrão, independente das adubações;
- 3) Os teores de N-NH_4^- na água percolada obtiveram comportamento semelhante aos teores de N-NO_3^- ;
- 4) Os teores de N-NH_4^+ no percolado foram menores do que os teores de N-NO_3^- ,
- 5) Com aplicação de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos, os teores de N-NH_4^- e N-NO_3^- lixiviados foram maiores em comparação aos demais tratamentos;
- 6) Com a aplicação de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos houve maiores picos de N-NO_3^- no percolado.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDREOLI, C.V.; CARNEIRO, C. Avaliação do comportamento vertical de nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal e pH em leiras de lodo de esgoto caledado. **Revista Técnica da Sanepar**, Curitiba, v.18, n.18, p.63-70, jul./dez. 2002.

ANJOS, A.R.M.; MATTIAZZO, M.E. Lixiviação de íons inorgânicos em solos repetidamente tratados com biossólido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.24, n.4, p.927-938, out./dez. 2000.

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

BENOIT, G.R. Effect of agricultural management of wet sloping soil on nitrate and phosphorus in surface and subsurface water. **Water Resour, Rs.**, v.9, p.1296-1303 1973.

BERTON, R.S.; CAMARGO, O.A.; VALADARES, J.M.A.S. Absorção de nutrientes pelo milho em resposta à adição de lodo de esgoto a cinco solos paulistas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.13, p.187-192, 1989.

BOEIRA, R.C.; LIGO, M.A.V.; DYNIA, J.F. Mineralização de nitrogênio em solo tropical tratado com lodos de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.37, n.11, p.1639-1647, nov. 2002.

BOTCHER, A.B.; MONKE, E.J.; HUGGINS, L.F. Nutrient and sediment loadings from a subsurface drainage system. **Trans. ASAE**, v.24, p.1221-1226, 1981.

DA ROS, C.O.; AITA, C.; CERETTA, C.A.; FRIES, M. R. Lodo de esgoto: efeito imediato no milho e residual na associação aveia-ervilhaca. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas. v.17, p.257-261, 1993.

FORNASIERI FILHO, D. **A Cultura do Milho**. Jaboticabal: FUNEP, 1992. 273p.

GALDOS, M.V.; DE MARIA, I.C.; CAMARGO, O. A. Atributos químicos e produção de milho em um Latossolo Vermelho eutroférico tratado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v.28, p.569-577, 2004.

GAST, R.G.; NELSON, W.W.; RANDALL, G.W. Nitration in soils and loss in tile drainage following nitrogen applications to continuous corn. **J. Environ. Qual.** v.7, p.258-261. 1978.

GONÇALVES, C. S.; RHEINHEIMER, D. S.; KIST, S. L., PELEGRINI, J. B.; GASPARETTO, A. **Qualidade de Água em Propriedades rurais da Microbacia Hidrográfica do Arroio Lino**. Nova Boêmia. Disponível em: <http://www.ufsm.br/ppgcs/congressos/XIV_Reuni%20Brasileira_Cuiab%20E1/21.pdf>. Acesso em: 04/08/2006.

HAUCK, R.D. Epilogue. In: HAUCK, R. D. (Ed.). Nitrogen in crop production. Madison: **Soil Science Society of America**, 1984. p. 782-787.

JENKINSON, D.S. The impact of humans on the nitrogen cycle, with focus on temperate arable agriculture. **Plant and Soil**, v.228, p.3-15, 2001.

JORGE, J.A.; CAMARGO, O.A.; VALADARES, J.M.A.S. Condições físicas de um Latossolo Vermelho-escuro quatro anos após aplicação de lodo de esgoto e calcário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.15, p.237-240, 1991.

KLADIVKO, E.J.; VAN SCOYOC, G.E.; MONKE, E.J.; OATES, K.M.; PASK, W. Pesticide and nutrient movement into subsurface tile drains on a silt loam soil in Indiana. **J. Environ. Qual.** 20:264-270. 1991.

KONSEN, E.A.; PEREIRA FILHO, I.A.; BAHIA FILHO, A.F.C.; PEREIRA, F.A. **Manejo do esterco líquido de suínos e sua utilização na adubação do milho**. Sete Lagoas: EMBRAPA/CNPMS, 1998. 31p. (EMBRAPA/CNPMS. Circular Técnica, 25).

LOGAN, T.J.; RANDALL, G.W.; TIMMONS, D.R. Nutrient content of tile drainage from cropland in the North Central Region. NC Regional Publ. 268. Res. Bull. 1119. Ohio Agric. Res. And Dev Ctr. Wooster. OH. 1980.

LOGAN, T.J.; SCHWAB, G.O. Nutrient and sediment characteristics of tile effluent in Ohio. **J. Soil Water Conserv.**, v.31, p.24-27, 1976.

MAGALHÃES, P.C.; DURÃES, F.O.M.; PAIVA, E. **Fisiologia da planta de milho**. Sete Lagoas: EMBRAPA-CNPMS, 1994. 27p. (EMBRAPA. Circular Técnica, 20).

MARTIN, E.C., LOUDON, T.L., RITCHIE, J.T., WERNER, A. Use of drainage lysimeters to evaluate nitrogen and irrigation management strategies to minimize nitrate leaching in maize production. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v.37, n.1, p.79-83, 1994.

MATOS, A.T.; FONTES, M.P.F.; JORDÃO, C.P.; COSTA, L.M. Mobilidade e formas de retenção de metais pesados em latossolo vermelho-amarelo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.20, p.379-386, 1996.

MEDAILE, L.; BOWDEN, W.B.; SMITH, C.T. Nutrient leaching following land application of aerobically digested municipal sewage sludge in a Northern Hardwood Forest. **Journal of Environmental Quality**. v.23, p.130-138, 1994.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O.; SANTIAGO, G.; CHELLI, R. A.; LEITE, S. A. S. Efeito MENEZES JR. J. A. **Aplicação de dejetos líquidos de suínos e fertilizante químico na cultura do milho nas safras 2004/2005 e 2005/2006**. 2007, 28f. Monografia (Graduação em Agronomia) - Fesurv - Universidade de Rio Verde, Rio Verde-GO, 2007.

MILLER, M.H. 1979. Contribution of nitrogen and phosphorus to subsurface drainage water from intensively cropped mineral and organic soils in Ontario. **Journal of Environmental Quality**, v.8, p.42-48.

MUCHOVEJ, R.M.C.; RECHCIGL, J.E. Nitrogen fertilizers In: RECHCIGL, J.E. (Ed.) **Soil amendments and environmental quality**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1995. p.1-64.

NASCIMENTO, C.W.A.; BARROS, D.A.S.; MELO, E.E.C.; OLIVEIRA, A.B. Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, p.385-392, 2004.

OLIVEIRA, F. C. **Disposição de lodo de esgoto e composto de lixo urbano num Latossolo Vermelho Amarelo cultivado com cana-de-açúcar. Piracicaba.** 2000, 247f. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, 2000.

OLIVEIRA, F.C.; MARQUES, M.O.; BELLINGIERI, P.A. & PERECIN, D. Lodo de esgoto como fonte de macronutrientes para a cultura do sorgo granífero. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v.52, n.2, p.360-367, maio/ago., 1995.

OLIVEIRA, F.C.; MATTAZZO, M.E.; MARCIANO, C.R.; ROSSETTO, R. Efeitos de aplicações sucessivas de doses crescentes de lodo de esgoto sobre frações da matéria orgânica e CTC de um solo cultivado com cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, Campinas, v.18, p. 449-455, 1994.

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

RANDALL, G. W.; IRAGAVARAPU, T. K. 1995. Impacto f long-term tillage systems for continuous corn in nitrate leaching to tile drainage. **Journal. Environmental. Quality.** v.24, p.360-366.

RANDALL, G.W.; HUGGINS, D.R.; RUSSELLE, M.P.; FUCHS, D.J. NELSON, W.W.; ANDERSON, J.L. Nitrate losses through subsurface tile drainage in Conservation Reserve Program, alfalfa, and row crop systems. **Journal. Environmental. Quality.** v.26, p.1240-1247. 1997.

RANDALL, G.W.; MULLA, D.J. Nitrate nitrogen in surface waters as influenced by climatic conditions and agricultural practices. **Journal of Environmental Quality**, v.30, n.2, p.337-344, mar./abr., 2001.

REICHARDT, K.; LIBARDI, P.L.; VICTÓRIA, R.L.; VIEGAS, G.P. Dinâmica do nitrogênio num solo cultivado com milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.23, p. 17-20, 1979.

RIZZI, N. E. **Aplicacional de água residual urbana em sedimentos de suelo florestal arcilloso: estudo experimental**. 1991. 275f. Tese (Doutorado) – Universidade de Cantabria, Espanha, 1991.

SEGANFREDO, M. A. Acúmulo de macro e micronutrientes num solo adubado com dejetos suínos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS DO SOLO, 27, 1999, Brasília. **Anais...** Brasília: SBCS, 1999.

SHEPHERD, M.A. Factors affecting nitrate leaching from sewage sludges applied to a sandy soil in arable agriculture. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.58, p.171-185, 1996.

SILVA, F.C.; BOARETTO, A.E.; BERTON, R.S.; ZOTELLI, H.B.; PEXE, C.A.; BERNARDES, E.M. Efeito do lodo de esgoto na fertilidade de um argissolo Vermelho Amarelo cultivado com cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, n.5, p.831-840, maio 2001.

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

SMITH, S.R.; WOODS, V.; EVANS, T. D. Nitrate dynamics in biosolids-treated soils. I. Influence of biosolids type and soil type. **Bioresource Technology**, v.66, p.139-149, 1998.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1979. Methods for chemical analysis of water and wastes. USEPA Rep. 600/4-79-020. USEPA. Cincinnati. OH.

VIEIRA, R.F.; CARDOSO, A. A. Variações nos teores de nitrogênio mineral em solo suplementado com lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília**, v.38, n.7, p.867-874, jul. 2003.

ZWERMAN, P.J.; GREWELING, T.; KLAUSNER, S.D.; LATHWELL, D.J. Nitrogen and phosphorus content of water from tile drains at two levels of management and fertilization. **Soil Science. Am. Proc.** 36:134-137, 1972.