

LIXIVIAÇÃO DE NITRATO EM UM LATOSSOLO AMARELO DISTRÓFICO TRATADO COM LODO DE ESGOTO E CULTIVADO COM CANA-DE-AÇÚCAR¹

Fernando Carvalho Oliveira^{2,5}; Maria Emilia Mattiazzo^{3*}; Cláudio Roberto Marciano^{4,6}; Sérgio Oliveira Moraes³

²Pós-Graduando em Solos e Nutrição de Plantas - USP/ESALQ.

³Depto. de Ciências Exatas - USP/ESALQ, C.P. 9 - CEP: 13418-900 - Piracicaba, SP.

⁴Depto. de Engenharia Agrônômica - UFS, Av. Marechal Rondon, s/n, Jd. Rosa Elze, São Cristóvão - CEP: 49001-970 - Aracaju, SE.

⁵Bolsista FAPESP.

⁶Bolsista CNPq.

*Autor correspondente <mmatiazzo@carpa.ciagri.usp.br>

RESUMO: Uma das preocupações com o uso de lodo de esgoto no solo agrícola refere-se ao risco de poluição das águas subterrâneas causado pela lixiviação de nitrato, o que torna necessário mais estudos a respeito. Este trabalho teve por objetivo avaliar as perdas de N-NO_3^- , por lixiviação, num Latossolo Amarelo Distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. Os tratamentos com lodo de esgoto aumentaram a concentração de N-NO_3^- na solução do solo a 0,3, 0,6 e 0,9 m de profundidade. Nestes mesmos tratamentos foi verificado acúmulo de N-orgânico na camada 0 – 0,2 m do solo e de $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$ na camada de 0,9 - 1,2 m. A aplicação, em solos, de doses de lodo a partir de 33 Mg ha^{-1} ocasionou riscos de poluição das águas subterrâneas com nitrato, demonstrando que o nitrogênio deve ser um fator restritivo quando da definição das taxas e freqüências de aplicação do resíduo.

Palavras-chave: lodo de esgoto, lixiviação, nitrato, poluição

NITRATE LEACHING IN A SEWAGE SLUDGE-AMENDED TYPIC HAPLUDOX CULTIVATED WITH SUGARCANE

ABSTRACT: One concern about sewage sludge disposal on soils is related to the contamination of groundwater caused by the nitrate leaching due to sludge mineralization, which demands more research on the subject. The leaching of nitrate due to land disposal of sewage sludge was evaluated in an experiment using a Typic Hapludox cultivated with sugarcane. The results showed an increase in the nitrate level of soil solution at the 0.3, 0.6 and 0.9 m soil depths, as a result of sludge disposal. In the sludge treatments, there was an increase in soil organic N at the soil surface and also an increase of the N-NO_3^- and N-NH_4^+ levels at the 0.9 – 1.2 m soil depth. The sewage sludge disposal on soil can pose a threat to groundwater contamination due to nitrate leaching, when levels of application are higher than 33 Mg ha^{-1} . N content in the sludge has to be considered in calculations of rates and frequencies of sludge application to soils.

Key words: sewage sludge, leaching, nitrate, contamination

INTRODUÇÃO

O emprego do lodo de esgoto na agricultura, além de ser uma forma de disposição de baixo custo, pode trazer benefícios aos sistemas agrícolas, incluindo ganhos de produtividade e melhorias nas propriedades físicas e químicas dos solos (Berton et al., 1989; 1997; Melo et al., 1994; Marciano, 1999). Por outro lado, a adoção desta prática por anos sucessivos traz grandes preocupações no que diz respeito à poluição do ambiente com metais pesados e nitrogênio inorgânico. Ao contrário dos aspectos relacionados com metais pesados, o potencial de lixiviação de nitrogênio, proveniente da aplicação de lodo de esgoto em áreas agrícolas, não tem sido avaliado nas condições brasileiras. Nos Estados Unidos e em diversos países da

Europa verifica-se, através de inúmeros trabalhos científicos, que este problema tem recebido grande atenção, principalmente no que concerne aos riscos de contaminação das águas subterrâneas (Hue, 1995).

De acordo com Muchovej & Rechcigl (1995), águas com concentrações de N-NO_3^- maiores que 3 mg L^{-1} já são consideradas contaminadas. Segundo esses autores, a Organização Mundial da Saúde (OMS) estabelece para água potável, concentração máxima aceitável de 10 mg L^{-1} , padrão também adotado no Brasil pela Comissão Nacional de Normas e Padrões para Alimentos do Ministério da Saúde (Brasil, 1990).

Kelling et al. (1977) encontraram significativas perdas de nitrogênio por lixiviação em Molissolos cultivados com cereais que receberam 2720 e 5440 kg ha^{-1} de

¹Parte da Tese de Doutorado do primeiro autor apresentada à USP/ESALQ - Piracicaba, SP.

N-total, via lodo de esgoto anaeróbio. Num período de 10 a 15 meses após a aplicação do resíduo, amostras de solução do solo coletadas na camada de 1,2 a 1,5 m, apresentaram picos de concentração de N-NO_3^- , que variaram de 78 a 93 e 136 a 225 mg L^{-1} acima dos valores observados na testemunha, respectivamente para a menor e a maior dose aplicada. Para tratamentos com doses menores de lodo, equivalentes a 1360 kg ha^{-1} de N-total, os teores de N-NO_3^- nas amostras de solução do solo, coletadas na mesma camada, não apresentaram alterações em relação à testemunha. Após a aplicação de 4080 kg ha^{-1} de N-total através de um composto a base de lodo de esgoto, Inman et al. (1982) também encontraram concentrações elevadas de N-NO_3^- , variando de 70 a 80 mg L^{-1} em amostras de solução do solo coletadas a 1 m de profundidade num Ultissol. No entanto, podem ter ocorrido picos de concentração ainda mais elevados, pois o monitoramento da solução do solo foi iniciado apenas 267 dias após a aplicação dos resíduos.

Avaliando as concentrações de N-NO_3^- a 0,8 m de profundidade num Ultissol sob floresta, Aschmann et al. (1992) encontraram que doses de até 200 kg ha^{-1} de N-total, aplicadas via lodo de esgoto aeróbio, não ofereceram riscos de contaminação de águas subterrâneas. Em condições de clima e cobertura vegetal semelhantes aos de Aschmann et al. (1992), Medalie et al. (1994) verificaram ser possível a aplicação de até 740 kg ha^{-1} de N-total via lodo de esgoto anaeróbio num Inceptissol. A comparação entre estes estudos evidencia que o potencial de perda de N-NO_3^- por lixiviação não depende apenas do clima, do tipo de solo e cobertura vegetal, mas também de características do lodo, principalmente aquelas determinadas pelo processo de geração do resíduo. Sobre este aspecto, Shepherd (1996) verificou maiores perdas por lixiviação em solos tratados com lodo de esgoto digerido e líquido, seguido por lodo digerido desidratado e lodo cru.

O objetivo deste trabalho foi determinar as perdas de nitrogênio por lixiviação em função da aplicação de doses lodo de esgoto, num solo cultivado com cana-de-açúcar sob condições tropicais.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido nos anos agrícolas de 1996/97 e 1997/98, em condições de campo, numa área plana de Latossolo Amarelo Distrófico selecionada na Estação Experimental do Instituto Agrônomo de Campinas, em Piracicaba, SP. O clima, de acordo com a classificação de Köppen, é do tipo Cwa: subtropical com inverno seco (Setzer, 1966). Os parâmetros climáticos apresentam as seguintes médias anuais: a) precipitação: 1253 mm; b) temperatura: 21,1 °C; c) umidade relativa do ar: 74 %; d) velocidade do vento: 2,2 m s^{-1} . As principais características químicas e físicas do solo são apresentadas na TABELA 1.

Foram empregadas duas remessas de lodo de esgoto anaeróbio semidesidratado, obtidas junto à Estação de Tratamento de Esgotos de Barueri – SABESP, Barueri, SP. A caracterização química parcial do resíduo (TABELA 2) foi realizada de acordo com Eaton et al. (1995).

TABELA 2 - Composição química parcial das duas remessas de lodo de esgoto utilizadas no experimento** (médias de 3 amostras compostas retiradas de cada remessa de lodo).

Atributos analisados	Lodo de esgoto	
	1996	1997
pH (H_2O , 1:2,5)	12,25	8,50
Carbono orgânico	g kg^{-1} 207,88	184,85
N-total	" 25,58	21,71
$\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$	" 3,19	2,60
Relação C/N-total	8,13	8,51
Cd-total	mg kg^{-1} 28,4	16,0
Cr-total	" 385,0	386,0
Cu-total	" 784,3	534,0
Ni-total	" 238,6	286,0
Pb-total	" 152,8	171,0
Zn-total	" 1568,5	1649,0

**Os resultados são expressos com base no material seco exceto o pH, cuja determinação foi feita a partir do material úmido.

TABELA 1 - Principais características químicas e físicas do Latossolo Amarelo Distrófico antes da instalação do experimento.

Prof.	pH (CaCl_2)	C-org	P	K	Ca	Mg	H+Al	Al	SB	T	V
(m)		g kg^{-1}	mg dm^{-3}	----- $\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ -----				%			
0-0,20	4,1	9,29	3	0,3	11	5	47	10	16,3	63,3	27,7
0,20-0,40	4,1	8,13	2	0,3	14	5	47	10	19,3	66,3	29,1
0,40-0,60	4,1	6,38	1	0,1	11	3	47	12	14,1	61,1	23,1
Prof.	Al_2O_3	Fe_2O_3	SiO_2	Areia grossa	Areia fina	Silte	Argila	Densidade			
(m)	----- g kg^{-1} -----							kg m^{-3}			
0-0,20	108	71,5	121	195	329	141	335	1316			
0,20-0,40	144	85,8	148	194	248	116	442	1292			
0,40-0,60	150	88,7	155	211	218	90	481	1277			

*2 mm \geq Areia grossa > 0,5 mm \geq Areia fina > 0,05 mm \geq Silte > 0,002 mm \geq Argila

Estabeleceram-se cinco tratamentos distribuídos num delineamento em blocos casualizados com quatro repetições, os quais foram aplicados em parcelas experimentais de 100 m^2 cultivadas com a cultura da cana-de-açúcar em ciclo anual. Tais tratamentos foram os seguintes: testemunha (T); calagem + adubação mineral (AM); lodo de esgoto nas doses A (La), B (Lb) e C (Lc). O tratamento AM constou, além da calagem e adubação de plantio (70 kg ha^{-1} de N) em 1996/97, da aplicação de 120 kg ha^{-1} de nitrogênio em cobertura (Spironello et al., 1996) na 1ª soqueira, ano agrícola 1997/98. A dose B (Lb) de lodo de esgoto foi definida em função da quantidade máxima de metais pesados possível de ser adicionada anualmente em solos agrícolas, conforme os critérios preconizados pela Norma 40 CFR (Code Federal Regulations) Part 503 da USEPA (1993); a dose A (La) foi a metade e a dose C (Lc), 1,5 vezes Lb. Desta forma, em base seca, as respectivas doses do resíduo foram: (a) 1ª aplicação (1996/97): A = 33, B = 66 e C = 99 Mg ha^{-1} , o equivalente a 844, 1688 e 2532 kg ha^{-1} de N-total; (b) 2ª aplicação (1997/98): A = 37, B = 74 e C = 110 Mg ha^{-1} , o equivalente a 803, 1607 e 2388 kg ha^{-1} de N-total. Os resíduos foram aplicados na superfície do solo em área total, com distribuição manual dentro das parcelas e incorporação, após um período de sete dias de pré-secagem, na camada de 0 - 0,2 m, com enxada rotativa (1997/98, incorporação apenas nas entre-linhas da cultura).

As avaliações da lixiviação do nitrogênio foram feitas, apenas no ano agrícola 1997/98, com base nas determinações de N-NO_3^- e N-NH_4^+ em amostras de solução do solo coletadas periodicamente. Após a incorporação dos resíduos (2ª aplicação), foram instaladas 20 baterias de três unidades extratoras de solução do solo, uma por parcela experimental, a 0,40 m da linha central e nas profundidades de 0,3, 0,6 e 0,9 m. A unidade extratora de solução do solo foi essencialmente a mesma descrita por Reichardt et al. (1977), constando de uma cápsula porosa fixada à extremidade de um tubo de PVC de 0,5 polegada de diâmetro e comprimento variável com a profundidade de coleta das amostras. Internamente a este PVC, existiam três tubos de nylon de 3 mm de diâmetro, um deles partia da extremidade da cápsula até um recipiente coletor de solução (tubo de ensaio) e os demais penetravam poucos centímetros no tubo PVC sendo que, um era ligado a uma bomba de vácuo e o outro a um manômetro de mercúrio pelo qual se monitorava a tensão aplicada durante a coleta. A solução do solo era obtida fazendo-se vácuo em todo o sistema. Também foram instaladas 5 baterias de quatro tensiômetros de manômetro de mercúrio, uma em cada parcela do Bloco D, nas profundidades de 0,20, 0,45, 0,75 e 0,95 m, a 0,40 m da linha central das parcelas.

As extrações de solução do solo foram realizadas em função da ocorrência das chuvas a partir da incorporação da 2ª aplicação do lodo de esgoto, realizada em 13/11/1997. O volume extraído variou com a umidade

do solo e por esta razão as amostras analisadas foram formadas por uma, duas ou três extrações em seqüência. Assim, num período de 408 dias de monitoramento foram consideradas a composição das extrações realizadas de 33 a 45 (39), 91 a 96 (94), 174 a 175 (175), 208 a 209 (209), 312 a 313 (313), 341 a 342 (342) e 395 a 396 (396) dias após a incorporação do lodo de esgoto (DAIL).

As determinações do N-NO_3^- e do N-NH_4^+ presentes na solução do solo foram realizadas por espectroscopia de absorção molecular num sistema de análise de injeção em fluxo contínuo. O procedimento para determinação de N-NO_3^- , que seguiu em linhas gerais o método proposto por Gine-Rosias (1979), é baseado na redução do N-NO_3^- a N-NO_2^- através de um reator (coluna) de Cd^0 . Os íons NO_3^- formam com sulfanilamida, em meio ácido, um composto chamado diazônio. Este composto, reagindo com N-(1-naphthyl)ethylenodiamina dicloridrato forma outro composto de coloração vermelho/violeta. A intensidade da cor, diretamente proporcional a concentração de N-NO_3^- na amostra, é medida ao comprimento de ondas de 555 nm. Ressalta-se que, na hipótese da presença de N-NO_2^- na amostra, estas também são quantificadas. Para determinação de N-NH_4^+ , o procedimento adotado é baseado na sua conversão para N-NH_3 livre após alcalinização da amostra com solução de NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$. As formas N-NH_3 difundem através de uma membrana de polipropileno dentro de uma solução indicadora (púrpura de bromocresol), formando um composto colorido, cuja intensidade de cor é medida ao comprimento de ondas de 605 nm. Maiores detalhes são dados em Oliveira (2000).

Considerando-se que as perdas por lixiviação de N-NO_3^- e N-NH_4^+ ocorreram apenas por fluxo de massa, sua estimativa foi obtida, para cada período e profundidade estudada, pelas equações:

$$q \text{ N-NO}_3^- = q \text{ H}_2\text{O} \cdot [\text{N-NO}_3^-] \quad (1)$$

e

$$q \text{ N-NH}_4^+ = q \text{ H}_2\text{O} \cdot [\text{N-NH}_4^+] \quad (2)$$

onde: $q \text{ N-NO}_3^-$ e $q \text{ N-NH}_4^+$ são, respectivamente, o fluxo de nitrogênio nítrico e nitrogênio amoniacal no solo (mg m^{-2}); $q \text{ H}_2\text{O}$ é o fluxo de água no solo (mm ou L m^{-2}); $[\text{N-NO}_3^-]$ e $[\text{N-NH}_4^+]$ são, respectivamente, a concentração média de nitrogênio nítrico e nitrogênio amoniacal na solução do solo (mg L^{-1}).

O fluxo de água no solo q (mm) foi estimado através da equação do balanço hídrico:

$$P + I + \text{ETr} + q + \text{ES} - \Delta A = 0 \quad (3)$$

onde: P é a precipitação pluvial (mm); I seria a irrigação (mm), neste caso nula; ETr é a evapotranspiração real da cultura da cana-de-açúcar (mm); ES, o escoamento superficial (mm), considerado nulo devido à baixa declividade da área experimental ($< 0,03 \text{ m}^{-1}$); ΔA , a variação de armazenamento de água no solo na camada considerada. Os dados de precipitação (P) foram coletados no posto meteorológico próximo da área experimental. A

ET_r da cultura foi considerada igual à evapotranspiração máxima (ET_m) quando o armazenamento de água no solo estava acima dos limites críticos citados por Doorenbos et al. (1979). Quando ficaram abaixo desses limites considerou-se que a ET_r variou linearmente com o armazenamento. A ET_m da cultura foi calculada como o produto da evapotranspiração potencial da grama (ET₀) pelos coeficientes de cultura (kc) descritos por Doorenbos & Pruitt (1975). Para o cálculo de ET₀ utilizou-se o método de Penman, sugerido por Doorenbos & Pruitt (1975), sendo que os dados necessários foram obtidos junto ao posto meteorológico do Departamento de Ciências Exatas da USP/ESALQ. A variação de armazenamento de água no solo foi obtida das leituras periódicas dos tensiômetros e das curvas de retenção de água no solo. Estas curvas foram determinadas em laboratório por Ghiberto (1999), a partir de amostras indeformadas coletadas numa trincheira ao lado da área experimental. Os períodos para a estimativa do fluxo de água foram definidos arbitrariamente levando em conta a data de amostragem da solução do solo e a ocorrência e distribuição das chuvas. Assim, para as respectivas datas de amostragem foram considerados os seguintes períodos: 39 DAIL – 13/11/97 a 14/01/98; 94 DAIL – 15/01 a 24/03/98; 175 DAIL – 25/03 a 25/05/98; 209 DAIL – 26/05 a 31/07/98; 313 DAIL – 01/08 a 02/10/98; 342 DAIL – 03/10 a 25/11/98; 396 DAIL – 26/11 a 25/12/98.

Os acúmulos, no solo, de N-total e N-NO₃⁻ + N-NH₄⁺ foram avaliados em amostras com umidade original, coletadas ao final do ano agrícola 1996/97 (antes da 2ª aplicação do resíduo) e ao final do ano agrícola 1997/98. Com base nestas determinações foram estimados, por diferença, os teores de N-orgânico. Antes da aplicação do lodo de esgoto, as amostras foram retiradas das camadas 0 - 0,3, 0,3 - 0,6, 0,6 - 0,9 m e ao final de 1997/98 foram incluídas amostras da camada de 0,9 - 1,2 m. As determinações de N-total foram feitas de acordo com a metodologia proposta por Alcarde & Chitolina (1991). Os teores de N-NO₃⁻ + N-NH₄⁺ foram determinados por extração com KCl 2 mol L⁻¹ seguido de destilação em meio alcalino com liga de Devarda (Bremner, 1965).

Os teores de nitrogênio no solo foram analisados estatisticamente considerando, além do delineamento em blocos ao acaso, um esquema com parcelas subdivididas, sendo os tratamentos (T, La, Lb e Lc) as parcelas e as profundidades, as subparcelas. Quando constatada interação significativa pelo teste F, as médias foram testadas dentro de profundidades por modelos de regressão polinomial de 1º e 2º grau.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Concentração de N-NO₃⁻ e N-NH₄⁺

Os componentes do balanço hídrico e a estimativa do fluxo de água (q) nos vários tratamentos (TABELA 3) indicam que os maiores fluxos descendentes foram verificados aos 39 e 94 DAIL, onde ocorreram as maiores

precipitações. É importante ressaltar que tais fluxos foram ocasionados por volumes de chuvas atípicos e acima das médias regionais, considerando um período de retorno de 82 anos. Nos períodos correspondentes a 175, 209 e 313 DAIL foram verificados fluxos ascendentes de água por causa da baixa quantidade de chuvas aliada as perdas de água por evapotranspiração. Com as chuvas de primavera-verão na região de Piracicaba, SP, novamente foram verificados fluxos descendentes aos 342 e 396 DAIL.

Os resultados obtidos para N-NH₄⁺ (dados não apresentados) revelaram que sua lixiviação, em todas as profundidades consideradas, representaram menos de 0,6 % dos totais lixiviados de N-NO₃⁻, o que pode ser um indicativo de que no solo estudado, bem drenado e com o predomínio de condições aeróbias, o N-NH₄⁺ foi rapidamente oxidado a N-NO₃⁻ (Hue, 1995).

As concentrações de N-NO₃⁻ nas amostras de solução do solo, coletadas nas profundidades de 0,3, 0,6 e 0,9 m, durante todo o período experimental variaram com os tratamentos e épocas de amostragens (TABELA 4). Aumentos nos teores de N-NO₃⁻ ocorreram, em todas as profundidades, proporcionalmente às quantidades de nitrogênio aplicadas através das doses crescentes do resíduo. Considerando-se as épocas de amostragens, observam-se comportamentos diferenciados para cada profundidade, que podem ser atribuídos à percolação da água de chuva e ação do sistema radicular das plantas de cana-de-açúcar na absorção do nitrogênio.

Na profundidade de 0,3 m, para todos os tratamentos, as maiores concentrações médias de N-NO₃⁻ foram observadas em 39 DAIL, com teores médios e desvio padrão de, respectivamente, 2,75 e 0,81 mg L⁻¹ para T, 27,67 e 5,09 mg L⁻¹ para AM, 41,17 e 13,13 mg L⁻¹ para La, 59,98 e 22,67 mg L⁻¹ para Lb, e 137,87 e 14,24 mg L⁻¹ para Lc. Nos tratamentos T e AM, as concentrações caíram para praticamente zero a partir de 175 DAIL e assim permaneceram até o final das avaliações. Nos tratamentos La, Lb e Lc foram observados decréscimos até 175 e 209 DAIL sendo que, nas coletas seguintes, os teores de N-NO₃⁻ na solução do solo aumentaram até atingir aos 396 DAIL, concentrações próximas às observadas aos 39 DAIL.

Os decréscimos verificados para a variável até os 175 e 209 DAIL, em todos os tratamentos, podem ser explicados pelo elevado índice de precipitações ocorrido no período, cerca de 1350 mm em aproximadamente 6 meses, o que teria proporcionado a movimentação N-NO₃⁻ para as camadas subsuperficiais do solo. Somado às chuvas, destaca-se também a possibilidade dos efeitos da absorção do N pela cana-de-açúcar já que no período citado, a cultura estava em fase de crescimento exponencial, com absorção máxima de nutrientes. Além disso, há a possibilidade de queda na taxa de mineralização do N-orgânico do resíduo, tendo em vista que se trata de um processo microbiológico que seria desfavorecido pelo inverno, quando normalmente são observadas

TABELA 3 - Balanço hídrico estimado no ano agrícola de 1997/98 para as camadas de 0 – 0,3, 0 – 0,6 e 0 – 0,9 m.

DAIL	P	ETm	z	Testemunha (T)		A. Mineral (AM)		Lodo dose A (La)		Lodo dose B (Lb)		Lodo dose C (Lc)	
				ΔA_T	q_T	ΔA_{AM}	q_{AM}	ΔA_{La}	q_{La}	ΔA_{Lb}	q_{Lb}	ΔA_{Lc}	q_{Lc}
		mm	m	mm									
**													
			0 - 0,3	-14,6	-372,5	-15,3	-373,2	-17,2	-375,1	-22,2	-380,1	-24,9	-382,8
39	576,1	-218,2	0 - 0,6	-23,9	-381,8	-25,5	-383,4	-30,2	-388,1	-37,0	-394,9	-41,9	-399,8
			0 - 0,9	-23,4	-381,3	-18,9	-376,8	-39,7	-397,5	-49,5	-407,3	-50,7	-408,6
			0 - 0,3	28,9	-282,4	34,0	-277,2	18,4	-292,9	22,5	-288,7	10,7	-300,5
94	602,2	-291,0	0 - 0,6	32,3	-278,9	38,0	-273,2	21,1	-290,2	30,9	-280,3	11,8	-299,4
			0 - 0,9	35,1	-276,1	35,4	-275,8	21,7	-289,5	28,3	-283,0	7,9	-303,3
			0 - 0,3	-19,0	43,7	-22,0	40,7	-21,7	41,0	-24,2	38,5	-12,2	50,5
175	174,6	-237,3	0 - 0,6	-19,0	43,7	-22,7	40,0	-24,5	38,2	-29,4	33,3	-11,4	51,3
			0 - 0,9	-19,9	42,8	-26,7	36,1	-20,5	42,2	-28,4	34,3	-11,6	51,2
			0 - 0,3	-12,0	81,6	-17,0	76,6	2,2	95,7	2,2	95,7	-4,1	89,5
209	106,4	-200,0	0 - 0,6	-16,3	77,3	-21,5	72,1	-0,1	93,5	-2,0	91,6	-7,4	86,2
			0 - 0,9	-19,9	73,6	-24,2	69,4	-9,1	84,5	-8,1	85,5	-12,3	81,3
			0 - 0,3	29,6	74,6	35,3	80,3	27,6	72,6	35,7	80,8	43,3	88,4
313	142,0	-187,0	0 - 0,6	40,5	85,6	47,5	92,5	49,4	94,4	54,9	100,0	64,1	109,1
			0 - 0,9	41,4	86,5	51,4	96,4	61,9	107,0	76,9	121,9	81,3	126,3
			0 - 0,3	-32,8	-92,8	-33,2	-93,2	-33,9	-94,0	-37,4	-97,5	-43,3	-103,3
342	174,6	-114,6	0 - 0,6	-43,3	-103,3	-43,1	-103,1	-53,8	-113,8	-57,8	-117,8	-63,2	-123,2
			0 - 0,9	-41,9	-112,3	-45,4	-108,3	-62,7	-132,9	-76,4	-161,2	-76,8	-163,3
			0 - 0,3	54,3	-114,0	68,2	-100,1	54,2	-114,2	56,5	-111,8	62,6	-105,7
396	266,6	-98,3	0 - 0,6	85,5	-82,8	95,2	-73,1	84,4	-83,9	97,9	-70,4	110,8	-57,6
			0 - 0,9	113,7	-54,6	127,7	-40,6	148,5	-19,8	143,2	-25,1	171,7	3,4
Total	2.042,5	-1.346,4		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

DAIL = dias após a incorporação do lodo de esgoto; P = precipitação pluvial; ETm = evapotranspiração máxima da cultura; z = profundidade; DA = variação de armazenamento de água no solo; q = fluxo de água no solo.

(**) Fluxos com sinal negativo são descendentes e com sinal positivo, ascendentes.

temperaturas amenas e baixa ocorrência de chuvas. Por outro lado, os acréscimos nos teores de N-NO_3^- para estes mesmos tratamentos, nas amostragens de setembro, outubro e novembro (313, 342 e 396 DAIL, respectivamente), ocorreram provavelmente, em função do aumento na taxa de mineralização do N-orgânico do resíduo, promovido pela elevação da temperatura média do ambiente e volta da temporada de chuvas.

A movimentação do N-NO_3^- para as camadas subsuperficiais do solo foi evidenciada pelos teores encontrados nas amostras de solução, coletadas nas profundidades de 0,6 e 0,9 m. A exemplo do que foi observado a 0,3 m, as maiores concentrações de N-NO_3^- nestas profundidades também ocorreram aos 39 DAIL em todos os tratamentos, indicando a rápida movimentação do N até 0,9 m, propiciada pelas precipitações elevadas ocorridas neste período (TABELA 3). Há de se considerar também, que parte dos teores verificados em profundidade podem ser residuais da 1ª aplicação do lodo de esgoto.

No tratamento La foram verificados até 94 DAIL, valores médios de 54,15 e 46,59 mg L^{-1} na profundidade de

0,6 m, os quais foram reduzidos para valores $\leq 9,45 \text{ mg L}^{-1}$ nas demais coletas. Nos tratamentos Lb e Lc as concentrações de N-NO_3^- na solução do solo não apresentaram comportamento decrescente a partir de 94 DAIL sendo que, até os 396 DAIL os valores oscilaram de 13,48 a 31,49 mg L^{-1} para Lb e de 65,62 a 127,46 mg L^{-1} para Lc.

Tendo em vista que a cultura da cana-de-açúcar apresenta cerca de 80 % do seu sistema radicular distribuídos na camada de solo de 0 a 0,6 m e que a quase totalidade das raízes absorventes são distribuídas de 0 a 0,3 m (Bacchi, 1983), pode-se considerar que o N-NO_3^- presente abaixo de 0,6 m de profundidade está praticamente perdido para o aproveitamento da cultura. Devido ao fato da precipitação local geralmente ser maior que a evapotranspiração da cultura, a possibilidade de retorno deste N-NO_3^- por ascensão capilar da solução do solo é pequena, significando, portanto, que há um risco potencial de contaminação de águas subterrâneas.

Em todos os tratamentos, análises das amostras de solução do solo coletadas a 0,9 m revelaram, quando comparadas com a testemunha, elevadas concentrações

TABELA 4 - Concentração média de N-NO_3^- na solução do solo (C) e lixiviação de N-NO_3^- (L) nas camadas de 0 - 0,3, 0 - 0,6 e 0 - 0,9 m.

DAIL	Conc. média de N-NO_3^-			Lixiviação de N-NO_3^-		
	$C_{0,3}$	$C_{0,6}$	$C_{0,9}$	$L_{0-0,3}$	$L_{0-0,6}$	$L_{0-0,9}$
	----- mg L ⁻¹ -----			----- kg ha ⁻¹ -----		
Testemunha						
39	2,75	2,74	1,47	-10,2	-10,5	-5,6
94	0,02	0,01	n.d.*	-0,1	-	-
175	0,01	n.d.	n.d.	-	-	-
209	n.d.	0,04	0,01	-	-	-
313	n.d.	n.d.	n.d.	-	-	-
342	0,21	n.d.	n.d.	-0,2	-	-
396	n.d.	n.d.	n.d.	-	-	-
Total	-	-	-	-10,5	-10,5	-5,6
Adubação Mineral						
39	27,66	30,16	10,08	-103,2	-115,6	-38,0
94	9,82	27,75	19,97	-27,2	-75,8	-55,1
175	0,25	39,70	18,75	0,1	15,9	6,8
209	0,09	37,73	28,02	0,1	27,2	19,4
313	0,23	9,11	8,08	0,2	8,4	7,8
342	3,22	2,25	14,69	-3,0	-2,3	-15,9
396	0,11	0,45	2,50	-0,1	-0,3	-1,0
Total	-	-	-	-133,1	-142,5	-76,0
Lodo de Esgoto dose A						
39	41,17	54,15	36,27	-154,4	-210,2	-144,2
94	7,76	46,59	48,10	-22,7	-135,2	-139,3
175	8,29	9,45	39,33	3,4	3,6	16,6
209	6,32	4,44	31,90	6,0	4,2	27,0
313	6,90	8,38	24,15	5,0	7,9	25,8
342	28,63	4,86	15,62	-26,9	-5,5	-20,8
396	12,31	4,73	7,68	-14,1	-4,0	-1,5
Total	-	-	-	-203,7	-339,2	-236,4
Lodo de Esgoto dose B						
39	59,98	77,72	64,16	-228,0	-306,9	-261,3
94	29,21	14,74	37,65	-84,3	-41,3	-106,6
175	22,25	17,18	40,95	8,6	5,7	14,0
209	28,08	21,45	37,40	26,9	19,6	32,0
313	9,02	13,48	26,95	7,3	13,5	32,9
342	38,67	19,39	52,48	-37,7	-22,8	-84,6
396	48,24	31,49	9,75	-53,9	-22,2	-2,4
Total	-	-	-	-361,1	-354,4	-376,0
Lodo de Esgoto dose C						
39	137,87	123,68	124,52	-527,7	-494,5	-508,8
94	68,34	107,80	85,50	-205,4	-322,8	-259,3
175	38,18	85,88	103,90	19,3	44,1	53,2
209	32,66	113,54	89,14	29,2	97,9	72,5
313	108,49	65,62	77,50	95,9	71,6	97,9
342	129,47	92,35	66,19	-133,7	-113,8	-108,1
396	115,64	127,46	47,40	-122,2	-73,4	1,6
Total	-	-	-	-844,6	-790,9	-651,0

DAIL – dias após a incorporação do lodo de esgoto; n.d. – não detectado – abaixo do limite de determinação do método analítico empregado (< 0,01 mg L⁻¹).

de N-NO_3^- (TABELA 4). Enquanto as referidas concentrações apresentaram em T valores $\leq 1,47 \text{ mg L}^{-1}$, no tratamento AM tais valores oscilaram entre 8,08 e $28,02 \text{ mg L}^{-1}$ até 342 DAIL, caindo para $2,50 \text{ mg L}^{-1}$ na última amostragem. Nos tratamentos que receberam lodo de esgoto, as concentrações máximas e mínimas observadas entre 39 e 396 DAIL foram, respectivamente, 48,10 e $7,68 \text{ mg L}^{-1}$ para La, 64,16 e $9,75 \text{ mg L}^{-1}$ para Lb e 124,52 e $47,40 \text{ mg L}^{-1}$ para Lc. De maneira geral, essas concentrações apresentaram um comportamento decrescente em função do tempo, sugerindo a movimentação do nitrogênio para profundidades maiores do que 0,9 m.

Nos tratamentos AM, La e Lb, as concentrações de N-NO_3^- na solução do solo a 0,9 m permaneceram, durante a maior parte do período experimental, acima de 10 mg L^{-1} , padrão máximo adotado pela Organização Mundial da Saúde (OMS) para qualidade da água potável (Muchovej & Rechcigl, 1995). Para Lc, tais concentrações estiveram acima dos limites de segurança da OMS em todas as avaliações da solução do solo, indicando que para maiores taxas de aplicações de lodo, maior e mais prolongado é o seu efeito poluente devido a nitrato. Diversos estudos conduzidos nas mais variadas condições de clima, solos e taxas de aplicação, tem mostrado que a disposição deste resíduo em solos agrícolas pode proporcionar rapidamente, em profundidades maiores que 0,9 m, concentrações de N-NO_3^- acima dos padrões da OMS, traduzindo-se, portanto, num elevado risco à potabilidade das águas subterrâneas (Kelling et al., 1977; Sidle & Kardos, 1979; Inman et al., 1982; Jones & Hinesly, 1988). No caso dos fertilizantes nitrogenados, dependendo da intensidade de cultivo das áreas agrícolas e dos critérios de sua utilização, os riscos de contaminação também são elevados (Jones & Hinesly, 1988; Muchovej & Rechcigl, 1995).

Lixiviação de N-NO_3^-

As estimativas da lixiviação de N-NO_3^- nas camadas do solo de 0 – 0,3, 0 – 0,6 e 0 – 0,9 m mostraram grandes perdas de N-NO_3^- nos tratamentos AM, La, Lb e Lc (TABELA 4). As maiores quantidades lixiviadas de N-NO_3^- ocorreram, para todos os tratamentos e camadas do solo, aos 39 e 94 DAIL. Essas perdas, as quais representaram de 74 a 98 % dos totais lixiviados, se deram pela combinação dos altos teores de N-NO_3^- na solução com os maiores fluxos de água no solo (TABELA 3), o que evidencia a estreita relação entre o movimento da água e a lixiviação de nitrato, conforme relatado por Libardi & Reichardt (1978), Reichardt et al. (1979) e Sidle & Kardos (1979).

Para a testemunha, as perdas totais estimadas de N-NO_3^- nas camadas de 0 – 0,3, 0 – 0,6 e 0 – 0,9 m foram respectivamente, de 10,5, 10,5 e $5,6 \text{ kg ha}^{-1}$, sendo que praticamente 100% destas perdas ocorreram no primeiro período considerado. No tratamento AM na camada de 0 – 0,3 m, a quase totalidade das perdas de nitrogênio ocorreu

nos dois primeiros períodos, sendo que apenas no primeiro estas representaram 77,3% do total lixiviado durante o experimento. Considerando-se que foram aplicados 120 kg ha^{-1} de N por ocasião da adubação e levando-se em conta as perdas de N-NO_3^- de T, verifica-se que praticamente todo o nitrogênio aplicado foi lixiviado para as camadas subsuperficiais nos dois primeiros períodos, sugerindo a rápida perda do N da camada onde se situa a maior parte das raízes absorventes das plantas de cana-de-açúcar. Nas camadas de 0 – 0,6 e 0 – 0,9 m foram verificados movimentos ascendentes de N-NO_3^- entre 175 e 313 DAIL. No entanto, para a camada de 0 – 0,6 m, o balanço final sugeriu que as perdas foram equivalentes ao total do N aplicado via fertilizante. Para a camada 0 – 0,9 m a quantidade total lixiviada foi de 76 kg ha^{-1} , valor este que, descontando-se a quantidade movimentada no tratamento testemunha, representou cerca de 59 % do total aplicado ao solo. Bassoi & Carvalho (1992) encontraram perdas de nitrogênio a 0,3 m bem menores do que no presente trabalho. No entanto, é preciso considerar que o período de avaliações e os fluxos descendentes de água no solo foram menores e principalmente, que a aplicação do fertilizante nitrogenado foi parcelada.

As quantidades de N-NO_3^- movimentadas nos tratamentos com lodo de esgoto, em todas as camadas de solo, foram crescentes em função das doses aplicadas. Embora tenham sido observados movimentos ascendentes de N-NO_3^- aos 175, 209 e 313 DAIL, o balanço final de perdas indicou, para a camada 0 – 0,9 m, lixiviações de 236,4, 376,0 e $651,0 \text{ kg ha}^{-1}$ respectivamente para La, Lb e Lc, correspondentes a 29, 23 e 27 % do N-total aplicado no segundo ano agrícola, através do lodo. Ressalta-se que, embora essas porcentagens sejam relativamente baixas, elas representam acréscimos consideráveis de nitrogênio inorgânico no solo.

Jones & Hinesly (1988) encontraram perdas de N-NO_3^- , para camadas inferiores a 0,9 m, de 79 e 31 kg ha^{-1} , respectivamente para o 1^o e 2^o ano de experimentação, o que representou aproximadamente, 24 e 9 % do N total adicionado anualmente ao solo, via fertilizantes minerais. Verificaram que a aplicação de lodo de esgoto proporcionou perdas de 663 e 371 kg ha^{-1} para os referidos anos experimentais, o que representou aproximadamente, 29 e 11 % das quantidades totais de N aplicadas anualmente. Segundo os autores, a maior e menor quantidades perdidas foram determinadas pelo volume de chuvas ocorrido em cada ano.

Embora a primeira aplicação de lodo de esgoto tenha sido feita 14 meses antes da 2^a aplicação (1^a soqueira) e do início do monitoramento da lixiviação do nitrogênio, é provável que as perdas estimadas de N-NO_3^- estejam influenciadas pelos efeitos residuais da primeira aplicação. Além disso, tendo em vista que as precipitações ocorridas no período de estudo foram acima da média, acredita-se que os padrões de lixiviação observados tenham representado um potencial máximo.

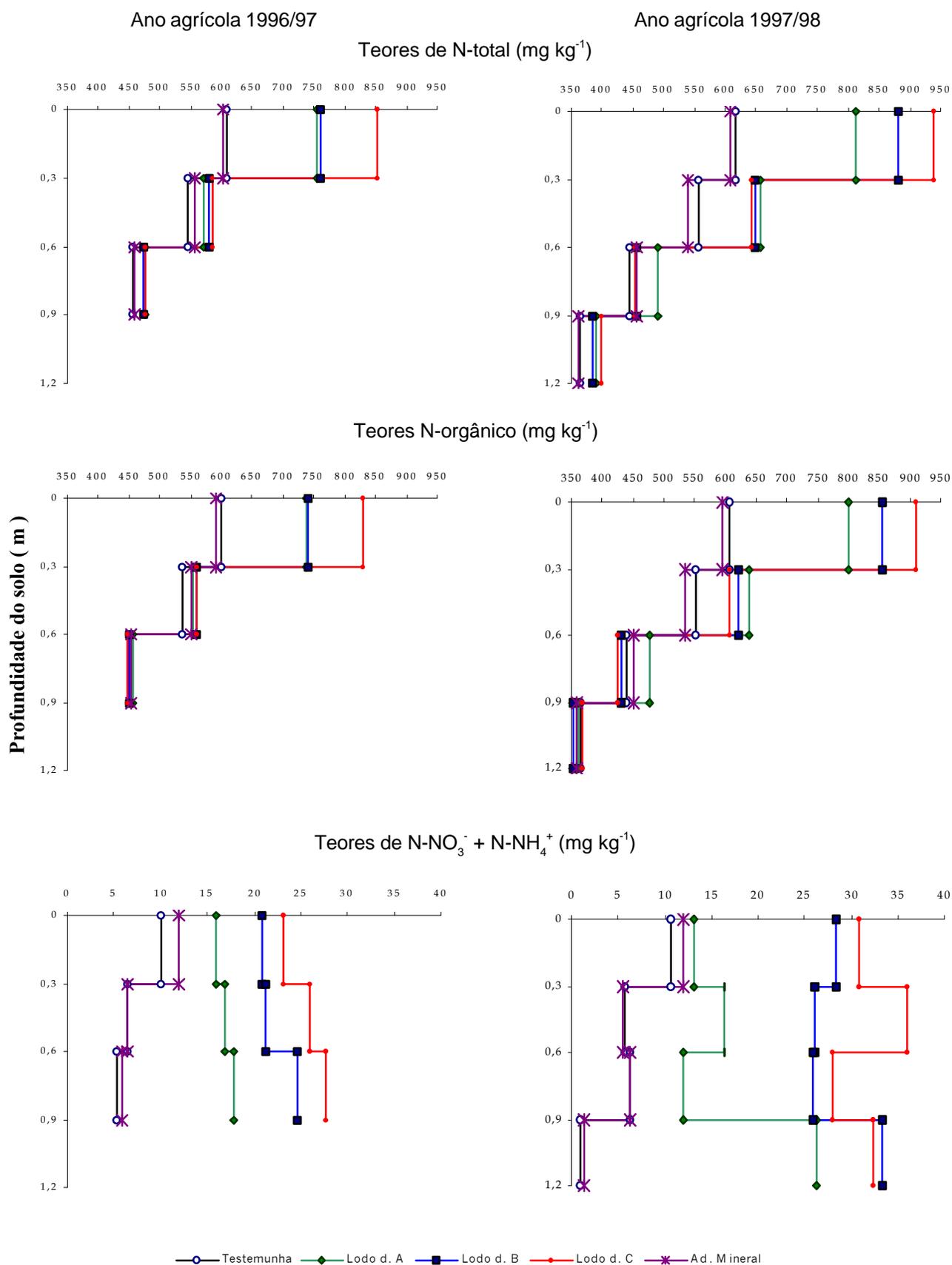


Figura 1 - Teores de N-total, N-orgânico e N-NO₃⁻ + N-NH₄⁺ determinados em profundidade no Latossolo Amarelo Distrófico tratado com doses de lodo de esgoto, ao final dos anos agrícolas 1996/97 e 1997/98.

Devido ao risco que representam para a qualidade das águas subterrâneas, as quantidades de N-NO_3^- movimentadas através da camada de 0 – 0,9 m, realçam a necessidade de se combinar as taxas de fornecimento do nitrogênio pelo lodo de esgoto com a capacidade de absorção das diversas culturas agrícolas. As doses de lodo empregadas neste estudo foram definidas com base nos critérios da USEPA (1993) que enfatizam a possível ocorrência e severidade de efeitos causados por metais pesados. Diante do exposto, a comparação entre os resultados obtidos para lixiviação de nitrogênio e aqueles verificados para metais pesados por Oliveira (2000), indicou que na definição das taxas de aplicação do lodo de esgoto, o nitrogênio é um fator mais limitante do que os metais pesados. Esta observação está de acordo com os resultados apresentados por Anjos (1999).

Acúmulo de nitrogênio no solo

Nas amostras de solo coletadas ao final dos anos agrícolas 1996/97 e 1997/98 para os tratamentos T e AM, as concentrações das várias formas de nitrogênio (N-total, N-orgânico e $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$) foram praticamente iguais dentro de cada camada de solo analisada (Figura 1). Os teores médios de nitrogênio encontrados para estes tratamentos (médias entre os teores de T e AM), nas camadas de 0 – 0,3, 0,3 – 0,6 e 0,6 – 0,9 m, foram de, respectivamente, 609,7, 549,6 e 454,1 mg kg^{-1} para N-total; 599,9, 543,8 e 447,1 mg kg^{-1} para N-orgânico; 11,1, 6,1 e 5,9 mg kg^{-1} para $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$. Na camada 0,9 – 1,2 m, ano agrícola 1997/98, os teores médios encontrados para as mesmas formas de nitrogênio foram: 362,5, 361,9 e 1,2 mg kg^{-1} . Estes resultados demonstraram que a forma orgânica de nitrogênio foi predominante em todas as camadas de solo e decrescente com a profundidade. No tratamento AM, os resultados sugerem que grande parte do nitrogênio adicionado foi perdido por lixiviação para profundidades maiores que 1,2 m e ou absorvido pela cultura.

Na camada de 0 - 0,3 m, os teores de N-orgânico aumentaram em função das doses de lodo de esgoto ($R^2 = 0,88$ e $0,98$, respectivamente para 1996/97 e 1997/98). Ao final do primeiro ano agrícola, os teores médios de N-orgânico encontrados no solo para La, Lb e Lc foram respectivamente, 738,2, 739,6 e 828,7 mg kg^{-1} , que representam acréscimos de 23, 23,3 e 38,1 % em relação à T. Para 1997/98, tais teores foram respectivamente, 798,9, 853,7 e 908,9 mg kg^{-1} , o que corresponde a incrementos de cerca de, respectivamente, 33,2, 42,3 e 51,5 % em relação à T, e de 8,2, 15,4 e 9,6 % em relação ao conteúdo no final do primeiro ano, o que evidencia o potencial de acúmulo do N-orgânico devido a aplicações sucessivas do lodo de esgoto. Nas camadas 0,3 – 0,6 e 0,6 - 0,9 m, para os dois anos agrícolas, e 0,9 – 1,2 m, para 1997/98, não foram verificados incrementos significativos de N-orgânico em função da aplicação do resíduo, o que evidencia a pouca ou nenhuma movimentação desta forma de nitrogênio, pelo perfil do solo.

Scientia Agricola, v.58, n.1, p.171-180, jan./mar. 2001

Inman et al. (1982) verificaram que, apesar da lixiviação de N-NO_3^- a 1,0 m de profundidade, doses de 150 e 300 Mg ha^{-1} (base seca) de um composto a base de lodo de esgoto proporcionaram, 30 meses após sua aplicação, aumentos de duas a três vezes nos teores de N-orgânico da camada 0 – 0,15 m do solo quando comparado com a testemunha.

Confirmando as observações feitas pelas análises de solução, os acréscimos nos teores de $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$ nas várias camadas do solo, ao final dos dois anos agrícolas, evidenciaram a movimentação dessas formas nitrogenadas. Em todas as camadas, tanto para 1996/97 como para 1997/98, foram observados aumentos nos teores de nitrogênio inorgânico em função das aplicações do lodo de esgoto. Para a camada 0,9 - 1,2 m, ano agrícola 1997/98, verifica-se para La, Lb e Lc, teores médios de 26,3, 33,3 e 32,4 mg kg^{-1} , os quais significaram em média, 25,6 vezes a concentração de $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$ no tratamento testemunha.

De maneira geral, os resultados indicaram a importância de estudos a longo prazo, através do monitoramento das camadas subsuperficiais do solo, que busquem definir taxas, frequência e épocas de aplicação do lodo de esgoto bem como, estratégias de manejo baseadas na limitação do número de aplicações sucessivas e possíveis períodos de cessamento necessários para que o solo volte à suas condições originais, quanto a teores de nitrogênio. Acredita-se que somente desta forma será possível a aplicação do lodo de esgoto em solos agrícolas, com risco mínimo ao ambiente.

AGRADECIMENTOS

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo pelo financiamento do projeto que deu origem a este trabalho, e à Estação Experimental do IAC de Piracicaba, SP, pelo apoio e concessão de uso da área experimental.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALCARDE, J.C.; CHITOLINA, J.C. Determinação do nitrogênio total em solos pelo método da liga de Raney. **Revista de Agricultura**, v.66, p.97-106, 1991.
- ANJOS, A.R.M. dos. Lixiviação de espécies químicas em latossolos sucessivamente tratados com biossólido e disponibilidade de metais pesados para plantas de milho. Piracicaba, 1999. 191p. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.
- ASCHMANN, S.G.; McINTOSH, M.S.; ANGLE, J.S.; HILL, R.L. Nitrogen movement under a hardwood forest amended with liquid wastewater sludge. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.38, p.249-263, 1992.
- BACCHI, O.O.S. Botânica da cana-de-açúcar. In: ORLANDO FILHO, J. **Nutrição e adubação da cana-de-açúcar no Brasil**. Piracicaba: IAA/Planalsucar, 1983. cap.2, p.25-37.
- BASSOI, L.H.; CARVALHO, A.M. Lixiviação de macronutrientes em um solo cultivado com milho com e sem irrigação suplementar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.16, p.283-287, 1992.

- 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.
- BERTON, R.S.; VALADARES, J.M.A.S.; CAMARGO, O.A.; BATAGLIA, O.C. Peletização do lodo de esgoto e adição de CaCO_3 na produção de matéria seca e absorção de Zn, Cu e Ni pelo milho em três latossolos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.21, p.685-691, 1997.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Divisão Nacional de Vigilância Sanitária de Alimentos. Portaria nº 36 – SVS/MS, de 19 de janeiro de 1990. In: ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE INDÚSTRIAS DE ALIMENTAÇÃO. **Compêndio de legislação de alimentos**. São Paulo: ABIA, 1990. p.711-777.
- BREMNER, J.M. Inorganic forms of nitrogen In: BLACK, C.A. (Ed.) **Methods of soil analysis: chemical methods**. Madison: ASA, SSSA, 1965. cap.9, p.1179-1237.
- DOORENBOS, J.; PRUIT, W.O. **Guidelines for predicting crop water requirements**. Rome: FAO, 1975. 179p.
- DOORENBOS, J.; KASSAN, A.H.; BENTVELSEN, C.L.M.; BRANSCHIED, V.; PLUSJÉ, J.M.G.A.; SMITH, M.; UITTENBOGAARD, G.O.; VAN DER WAL, H.K. **Yield response to water**. Rome: FAO, 1979. 193p.
- EATON, A.D.; CLESCERI, L.S.; GRENNBERG, A.E. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19.ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 1995. 1082p.
- GINE-ROSIAS, M.F.G. Determinação espectrofotométrica simultânea de nitrato e nitrito em águas e solos por injeção em fluxo contínuo. Piracicaba, 1979. 70p. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.
- GHIRBERTO, P.J. Metodologias para a obtenção de parâmetros utilizados em modelos de infiltração da água no solo. Piracicaba, 1999. 79p. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.
- HUE, N.V. Sewage sludge In: RECHCIGL, J.E. (Ed.) **Soil amendments and environmental quality**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1995. p.199-247.
- INMAN, J.C.; McINTOSH, M.S.; FOSS, J.E.; WOLF, D.C. Nitrogen and phosphorus movement in compost-amended soils. **Journal of Environmental Quality**, v.11, p.529-532, 1982.
- JONES, R.L.; HINESLY, T.D. Nitrate from sewage-sludge amended lysimeters. **Environmental Pollution**, v.51, p.19-30, 1988.
- KELLING, K.A.; WALSH, L.M.; KEENEY, D.R.; RYAN, J.A.; PETERSON, A.E. A field study of the agricultural use of sewage sludge: II. Effect on soil N and P. **Journal of Environmental Quality**, v.6, p.345-352, 1977.
- LIBARDI, P.L.; REICHARDT, K. Destino de uréia aplicada a um solo tropical. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.2, p.40-44, 1978.
- MARCIANO, C.R. Incorporação de resíduos urbanos e as propriedades físico-hídricas de um Latossolo Vermelho-Amarelo. Piracicaba, 1999. 93p. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.
- MEDALIE, L.; BOWDEN, 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 de doses crescentes de lodo de esgoto sobre frações da matéria orgânica e CTC de um latossolo cultivado com cana-da-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.18, p.449-455, 1994.
- 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.
- OLIVEIRA, F.C. Disposição de lodo de esgoto e composto de lixo urbano num Latossolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar. Piracicaba, 2000. 247p. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.
- REICHARDT, K.; LIBARDI, P.L.; MEIRELLES, N.M.F.; FERREYRA, F.F.H.; ZAGATTO, E.A.G.; MATSUI, E. Extração e análise de nitratos em solução de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.1, p.130-132, 1977.
- 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.3, p.17-20, 1979.
- SETZER, J. **Atlas climático e ecológico do Estado de São Paulo**. São Paulo: Comissão Interestadual da Bacia Paraná-Uruguaí, 1966. 61p.
- 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.
- SIDLE, R.C.; KARDOS, L.T. Nitrate leaching in sludge-treated forest soil. **Soil Science Society of America Journal**, v.43, p.278-282, 1979.
- SPIRONELLO, A.; RAIJ, B.van.; PENATTI, C.P.; CANTARELLA, H.; MORELLI, J.L.; ORLANDO FILHO, J.; LANDELL, M.G.A.; ROSSETO, R.; Cana-de-açúcar. In: RAIJ, B.van.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. (Ed.) **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. Campinas: IAC, 1996. p.237-239.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. Title 40 CFR – Part 503. Final rules: Standards for the use or disposal of sewage sludge. **Federal Register**, v.58, p.9387-9415, 1993.

Recebido em 11.02.00