

Concentração de nutrientes na solução do subsolo de lavoura fertilizada com dejetos líquidos de suínos

Content of nutrients in the subsoil solution of a crop fertilized with pig slurry

Wagner Sacomori^{1*}, Paulo Cezar Cassol¹, Paulo Roberto Ernani¹, David José Miquelluti¹, Jucinei José Comin² e Luciano Colpo Gatiboni¹

Recebido em 27/02/2016 / Aceito em 11/08/2016

RESUMO

O expressivo crescimento e a concentração regional da suinocultura no Brasil elevam os riscos de poluição do solo e da água pelo excesso de dejetos líquidos de suíno (DLS) aplicado em lavouras. O objetivo do trabalho foi avaliar o impacto do DLS na concentração de elementos na água percolada em solo sob diferentes doses desse resíduo num experimento a campo conduzido no sistema de plantio direto milho - aveia, sob Latossolo Vermelho Distroférico. Os tratamentos consistiram em aplicações anuais de DLS nas doses 0, 50, 100 e 200 m³ ha⁻¹; adubo mineral solúvel (AM); e DLS combinado com adubo mineral solúvel (DLS+AM), organizados no delineamento blocos completos com quatro repetições. Foram determinadas as concentrações de N mineral, P, K, Ca e Mg na solução do solo extraída por lisímetros de sucção nas profundidades de 0,4 e 0,8 m durante o 13^o ano após o início das aplicações. As concentrações de N-NH₄⁺ na solução foram maiores nas doses 100 e 200 m³ ha⁻¹ de DLS e também quando houve aplicação de N mineral em cobertura. A dose 200 m³ ha⁻¹ também promoveu maior concentração de N-NO₃⁻ que os demais tratamentos. A concentração de N-NH₄⁺ foi menor do que a de N-NO₃⁻, apesar do N do DLS ocorrer predominantemente na forma de N-NH₄⁺. Os valores de P na solução do solo foram inferiores ao limite de detecção do método utilizado para a sua respectiva análise, indicando que não houve excesso desse nutriente na solução do solo nas profundidades avaliadas. As concentrações de K⁺, Ca⁺² e Mg⁺² na solução do solo aumentaram com as doses de DLS, evidenciando que o uso prolongado desse resíduo promove a movimentação desses cátions básicos para

camadas inferiores do perfil do solo. O aumento da dose de DLS aplicada aumenta as perdas de N na forma de nitrato e de cátions básicos (K⁺, Ca⁺² e Mg⁺²) por lixiviação.

PALAVRAS-CHAVE: esterco, adubo orgânico, poluição da água, *Zea mays*.

ABSTRACT

The significant growth and regional concentration of swine farming in Brazil also increases the risk of soil and water pollution by excessive pig slurry (DLS) applied to crops. The impact of DLS application on the contents of elements in the subsoil soil solution of a southern Brazil Oxisol under different doses of this waste was evaluated in a field experiment. The treatments were annual applications of DLS in the: 0, 50, 100 and 200 m³ ha⁻¹; soluble mineral fertilizer (AM); and DLS combined with AM (DLS + AM) which were organized in the complete block design with four replicates. The mineral N, P, K, Ca and Mg contents were determined in soil solution extracted through lysimeter suction placed at 0.4 and 0.8 m depths during the 13th year after the start of applications. The N-NH₄⁺ content in soil solution were higher with the doses 100 and 200 m³ ha⁻¹ of DLS and this also happened to the soluble N application in coverage. The dose 200 m³ ha⁻¹ also promoted greater concentration of N-NO₃⁻ than the other treatments. The N-NH₄⁺ content was lower than the N-NO₃⁻ content, although this form occurs in less content in the DLS. The P content in soil solution was below the method detection limit, indicating that there was no excess of that nutrient in the solution extracted at the

¹ Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, SC, Brasil.

² Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, Brasil.

* Autor para correspondência <wsacomori@yahoo.com.br>

depths evaluated. The K^+ , Ca^{2+} and Mg^{2+} contents in the soil solution increased with the high doses of DLS, showing that prolonged use of this waste promotes the movement of these basic cations to lower layers of the soil profile. The high dosages of DLS applied increase losses of N in the form of nitrate and basic cations (K^+ , Ca^{2+} and Mg^{2+}) by leaching.

KEYWORDS: manure, organic fertilizer, water pollution, *Zea mays*.

INTRODUÇÃO

O crescimento da suinocultura no Brasil tem ocorrido de forma concentrada nas regiões produtoras, aumentando expressivamente a aplicação de dejetos líquido de suíno (DLS) no solo. Com isso, elevam-se os riscos de contaminação do solo e da água pelo excesso de nutrientes, principalmente quando aplicado na superfície. Assim, a aplicação continuada desse resíduo por se encontrar na forma líquida, inviabilizando o transporte para longas distâncias, pode gerar problemas ambientais, especialmente quanto à qualidade dos mananciais de água, tanto superficiais como subterrâneos.

Em razão do DLS ser gerado continuamente, a dose aplicada muitas vezes supera a recomendação nutricional das culturas, o que pode ser agravado por ser um fertilizante desbalanceado em relação aos nutrientes demandados por estas, adicionando-se excedentes dos nutrientes que são requeridos em menor quantidade (CQFS-RS/SC 2004). Assim, o uso continuado ao longo dos anos aumenta a concentração de nutrientes no solo, elevando especialmente as concentrações de P e K (LOURENZI et al. 2013), de Ca e Mg (CASSOL et al. 2012, GUARDINI et al. 2012) e também de N (GROHSCOPF et al. 2015).

O acúmulo de P no solo, principalmente nos primeiros 5 cm superficiais, tem sido comum em áreas com aplicação de DLS (GATIBONI et al. 2008, CASSOL et al. 2012, LOURENZI et al. 2013). Com isso, quantidades expressivas de P podem ser transferidas para as águas superficiais em áreas sujeitas à erosão hídrica (SHARPLEY 2003, CHIEN et al. 2011). Entretanto, a concentração de P em solução pode se manter em valores baixos em solos com alta capacidade de adsorção, amenizando o risco de deslocamento desse nutriente para águas subsuperficiais (SHARPLEY et al. 1994, MAGGI et al. 2011). Assim, quando os elementos estão presentes

em baixas concentrações na solução do solo, como o P, a lixiviação é insignificante (GUARDINI et al. 2012). Já os elementos que ocorrem em média ou alta concentração na solução do solo, como nos casos do N, K, Ca e Mg, a lixiviação promove perdas expressivas.

Segundo USEPA (2009) e conforme consta na Resolução CONAMA nº 420 de 2009, que dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas em decorrência de atividades antrópicas, valores de concentração de N na forma de nitrato (NO_3^-) acima de 10 mg L^{-1} na água de consumo pode ser prejudicial à saúde humana.

Perdas de N por lixiviação no solo são comuns e amplamente observadas por pesquisas (DYNIA et al. 2006, SANTOS et al. 2015). Entretanto, algumas fontes de N derivadas de materiais orgânicos podem resultar em menor lixiviação desse nutriente do que as fontes solúveis (DEMURTAS et al. 2016). Porém, a lixiviação de N principalmente na forma de nitrato pode ser muito alta, tanto a partir das fontes inorgânicas quanto das orgânicas (BASSO et al. 2005, OLIVEIRA et al. 2011, SOUZA et al. 2012, GROHSCOPF et al. 2015). WERLE et al. (2008) relataram que o aumento da concentração de K em solução do solo, decorrentes da fertilização resultam em lixiviação expressiva desse nutriente, inclusive em solo argiloso e com alta CTC. Salienta-se que o uso de fontes orgânicas muitas vezes decorre da necessidade de descartar grandes volumes de dejetos, resultando em doses excessivas e desbalanceadas de nutrientes aos solos (LOURENZI et al. 2013), o que incrementa as concentrações de K, Ca e Mg em profundidade (CASSOL et al. 2012) e pode levar à perdas expressivas desses nutrientes. Entretanto, a movimentação de cátions básicos para o interior do perfil do solo também pode aumentar a sua disponibilidade no subsolo, principalmente do Ca (DIEHL et al. 2008), favorecendo o aprofundamento das raízes (VAN RAIJ 1998, SOBRAL et al. 2009, BRUNETTO et al. 2012) e contribuindo especialmente para o aumento da capacidade de absorção de água pelas plantas (CARLESSO 1995). O conhecimento da concentração dos nutrientes na solução do subsolo, em profundidades abaixo da camada mais explorada pelas raízes, permite diagnosticar a sua movimentação na água percolada pelo perfil e, conseqüentemente, as potencialidades de perdas desses elementos por lixiviação e de sua transferência para o lençol freático

e águas de nascentes.

Considerando o conhecimento da dinâmica dos nutrientes no solo e resultados de estudos anteriores, levantou-se a hipótese de que as aplicações continuadas por 13 anos de DLS em doses anuais a partir de $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, aumenta a concentração de N, K, Ca e Mg na solução extraída nas profundidades de 0,40 m e 0,80 m em um Latossolo Vermelho Distroférico, acarretando em perdas expressivas por lixiviação e risco de excesso desses elementos no lençol freático e em águas de nascentes. Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar a concentração dos nutrientes N, P, K, Ca e Mg na solução do subsolo de um Latossolo Vermelho Distroférico, submetido durante treze anos ao cultivo de milho em sucessão preponderante com aveia, sob adubação anual com DLS, adubação mineral solúvel e combinação desses fertilizantes.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado em experimento a campo no município de Campos Novos, SC, durante o período de outubro de 2013 a junho de 2014, o qual vem sendo conduzido desde o ano de 2001. O local do experimento se situa nas coordenadas $27^{\circ}23'33''$ de latitude sul e $51^{\circ}21'48''$ longitude oeste e em altitude média de 863 m acima do nível do mar. Apresenta clima mesotérmico úmido com verão ameno (Cfb), segundo a classificação de Köppen. As chuvas são bem distribuídas durante o ano e as médias anuais de precipitação e temperatura são de 1.480 mm e 16°C , respectivamente (EPAGRI/CIRAM 2014).

O solo é classificado como Latossolo Vermelho Distroférico (EMBRAPA 2013) e no início do estudo apresentou as seguintes características químicas na camada de 0 a 20 cm: pH 6,1; Índice SMP 6,0; Saturação por base de 87%; 0,01, 8,2 e $4,6 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ de Al, Ca e Mg trocáveis, respectivamente; $6,4 \text{ mg kg}^{-1}$ de P disponível e 97 mg kg^{-1} de K trocável; 680 g kg^{-1} de argila e 25 g kg^{-1} de carbono orgânico total (COT). Anteriormente à implantação do experimento, que ocorreu em novembro de 2001, a área era cultivada com plantas de lavoura como milho, soja, trigo, feijão e aveia, manejadas no sistema de plantio direto, tendo recebido calagem incorporada visando atingir pH 6,0 na camada de 0 a 0,20 m e uma aplicação de $25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DLS. O experimento vem sendo conduzido desde sua implantação com o objetivo geral de avaliar o desempenho e os reflexos ambientais da adição

continuada do DLS em doses até $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, especialmente quanto ao rendimento das culturas e as características químicas, físicas e biológicas do solo.

Os tratamentos compreenderam a aplicação anual, em superfície, de dejetos líquidos de suíno (DLS) nas doses 0 (Testemunha) 50 (DLS50), 100 (DLS100) e 200 (DLS200) $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$; adubo mineral solúvel (AM) e $25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DLS complementado com AM (DLS+AM) para atendimento das exigências da cultura, conforme recomendação da CQFS-RS/SC (2004). O delineamento experimental foi em blocos ao acaso com quatro repetições, com unidades experimentais de dimensões 12 m x 6,3 m, resultando em $75,6 \text{ m}^2$ de área total. Na safra avaliada, o DLS e demais fertilizantes foram aplicados em 11/10/2013, sete dias antes da semeadura do milho, seguindo o cronograma adotado nas safras anteriores, quando as aplicações dos fertilizantes ocorreram entre os dias 10 e 31 de outubro, com a semeadura do milho sendo realizada entre sete e dez dias após cada aplicação. O DLS utilizado nas diversas aplicações (Tabela 1) foi gerado por suínos em fase de terminação até 2010 e em fase de recria a partir desse ano, sendo recolhido e armazenado em esterqueira descoberta por cerca de 120 dias antes das aplicações no solo. O DLS aplicado em outubro de 2013 apresentou 1.807 e $39,1 \text{ mg L}^{-1}$ de N-NH_4^+ e N-NO_3^- , respectivamente.

O tratamento AM foi aplicado em doses equivalentes a 170, 130 e 80 kg ha^{-1} de N, P_2O_5 e K_2O , respectivamente, e o DLS+AM em doses conjuntas de $25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DLS e aproximadamente 75, 16 e 15 kg ha^{-1} de N, P_2O_5 e K_2O , respectivamente, na média dos anos de condução do experimento. Esses valores foram calculados pela diferença entre a recomendação para a cultura e a quantidade de nutriente adicionada pelo DLS. No tratamento AM, o N foi aplicado em parcelas de 20% na base e o restante dividido em duas aplicações em cobertura, realizadas nos dias 04/12/2013 e 22/12/2013, quando as plantas de milho se encontravam nos estádios V5 e V9, respectivamente. No tratamento DLS+AM, o N da fonte mineral solúvel foi totalmente aplicado em uma cobertura, realizada na primeira época descrita acima.

Os fertilizantes solúveis empregados como fontes de N, P e K foram ureia, superfosfato triplo (SFT) e cloreto de potássio (KCl), respectivamente. A aplicação do DLS foi realizada com distribuidor pressurizado de esterco líquido, com capacidade de $8,0 \text{ m}^3$. Aplicou-se superficialmente ao solo com ajuda de

Tabela 1 - Teores de massa seca (MS), nitrogênio total (NT), fósforo (P) e potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) do dejetos líquido de suíno gerado por animais em fase de crescimento aplicado anualmente em experimento a campo no período de 2001 a 2013.

Table 1 - Contents of dry matter (MS), total nitrogen (NT), phosphorus (P), potassium (K), calcium (Ca) and magnesium (Mg) of pig slurry generated by animals in the growth stage applied annually in a field experiment from 2001 to 2013.

Aplicação (mês/ano)	MS	NT	P	K	Ca	Mg
	----- kg m ⁻³ -----					
10/2001	66	3,4	1,4	1,2	3,3	1,1
11/2002	26	2,6	1,0	1,2	1,8	0,7
10/2003	32	2,6	1,1	1,3	2,1	0,9
10/2004	43	3,7	1,4	1,5	2,8	1,2
10/2005	56	3,2	1,5	1,1	1,8	0,9
10/2006	46	4,6	2,8	1,7	1,7	0,9
10/2007	55	2,7	1,8	1,1	1,49	0,76
10/2008	68	2,4	0,4	1,3	0,58	0,24
10/2009	69	6,6	1,1	3,5	1,60	0,51
10/2010	41	4,1	1,9	2,0	-	-
10/2011	61	3,5	1,7	1,8	-	-
10/2012	43	3,8	1,4	1,9	-	-
10/2013	22	2,3	1,4	1,7	1,66	0,53
Média	48,3	3,5	1,5	1,6	1,88	0,77

mangueira de menor diâmetro para manter a pressão do sistema de bombeamento constante e facilitar a aplicação homogênea em área total das parcelas. O adubo mineral solúvel foi aplicado superficialmente a lanço e manualmente, na mesma época de aplicação do dejetos suíno e, no caso do N, em cobertura.

Durante a condução do experimento foram cultivados milho (*Zea mays*) no verão e, preponderantemente, aveia branca (*Avena sativa* L.) no inverno em sucessão, manejadas no sistema de plantio direto, sendo que a cada quatro anos foi realizado uma rotação com nabo forrageiro (*Raphanus sativus* L.) no inverno. No cultivo do milho utilizou-se cultivares de híbrido simples, que possuem alto potencial produtivo de grãos e de resposta ao manejo adotado, bem como responsável à adubação. A semeadura de milho foi realizada com semeadora de plantio direto constituída por disco de corte frontal com sulcador, tipo facão, seguido de disco duplo desencontrado para distribuição e cobertura das sementes. O espaçamento utilizado foi de 0,60 m entre fileiras com 4,2 plantas m⁻¹ linear, totalizando um estande

final em torno de 70.000 plantas ha⁻¹. Os cultivos de aveia e nabo foram semeados a lanço em densidade de 120 e 10 kg ha⁻¹, utilizando-se as cultivares comum e IPR-116, respectivamente, com incorporação por gradagem leve, sem revolver o solo.

A solução do solo foi extraída com lisímetros de sucção com cápsula porosa, conforme descrito por REICHARDT et al. (1977). Os lisímetros foram instalados na área central das parcelas, nas profundidades de 0,40 e 0,80 m para coletar a solução no subsolo, onde a absorção pelas raízes da cultura não é significativa. A coleta da solução foi realizada aplicando-se sucção nos lisímetros no segundo dia após a ocorrência de chuvas maiores que 25 mm, retirando-se a solução após um período de três dias de sucção. Na safra de milho de 2013/2014, as coletas foram realizadas aos 14, 61, 65, 95, 107, 144, 157, 165 e 210 dias após a aplicação dos fertilizantes (DAAF). Em cada coleta foram recolhidos aproximadamente 50 mL da solução do solo, na qual foram diretamente determinadas as concentrações dos nutrientes. As coletas foram espaçadas por intervalos de tempo

diferentes, sendo alguns mais longos devido às condições de chuvas de baixa intensidade e, ou, pequenas estiagens que contribuíram para limitar o número de coletas durante o período de avaliação.

Foram determinadas as concentrações de N nas formas de amônio (NH_4^+) e nitrito mais nitrato ($\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$) por arraste de vapor, após adição de base (MgO) para determinação do NH_4^+ e, posteriormente, a adição de liga devarada (50% Cu, 45% Al e 5% Zn) para redução e determinação de $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$, utilizando-se método de Kjeldahl adaptado por TEDESCO et al. (1995). Determinou-se a concentração de P inorgânico reativo na solução pelo método do ácido ascórbico descrito por MURPHY & RILEY (1962) e a concentração de P total em Espectrofotômetro de Emissão Atômica por Plasma Acoplado (ICP). O K foi determinado por fotometria de chama e Ca e Mg por espectrofotometria de absorção atômica em chama.

Os resultados foram submetidos à análise de variância e, quando os efeitos foram significativos, as médias foram comparadas pelo teste de DMS ($p < 0,05$) considerando-se o delineamento em blocos

ao acaso com parcelas subsubdivididas, empregando-se o software SAS (Cary, 2008, proc. mixed), tendo nas parcelas os tratamentos, nas subparcelas as profundidades e nas subsubparcelas as épocas de coleta.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nitrogênio na solução do solo

No geral, as concentrações de amônio foram baixas e não houve diferença entre as duas profundidades avaliadas (Tabela 2). Entretanto, o tratamento AM aumentou a concentração de N-NH_4^+ em relação à testemunha nas coletas realizadas aos 65 e 95 dias após a aplicação dos fertilizantes (DAAF), o que se explica pelo fato dessas coletas terem ocorrido logo após as primeiras chuvas (Figura 1) subsequentes às aplicações de N em cobertura realizadas naquele tratamento (AM).

Os tratamentos DLS100 e DLS200 apresentaram concentrações iguais aos valores mais altos de N amoniacal em relação aos demais tratamentos em maior número de coletas, notadamente aos 14, 144 e

Tabela 2 - Concentração de N amoniacal (N-NH_4^+) na solução extraída do subsolo (média das profundidades 0,4 e 0,8 m) de Latossolo Vermelho Distroférico submetido à adubação anual com adubo mineral (AM), adubo mineral combinado com dejetos líquido de suíno na dose de 25 m^3 (DLS+AM) e dejetos líquido de suíno nas doses 0 (Testemunha), 50 (DLS50), 100 (DLS100) e 200 (DLS200) $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ em coletas realizadas no período de 14 a 210 dias após a 13ª aplicação desses fertilizantes (DAAF).

Table 2 - *N ammonia (NH_4^+) content in the soil solution extracted in the subsoil (average of depths 0.4 and 0.8 m) from a Oxisol under annual fertilization with mineral fertilizer (AM), mineral fertilizer combined with pig slurry at the rate of 25 m^3 (DLS+AM) and pig slurry at doses of 0 (control), 50 (DLS50), 100 (DLS100) and 200 (DLS200) $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ in samples taken in the period after 14 to 210 days from the fertilizers application of (DAAF).*

DAAF	Testemunha	AM	DLS+AM	DLS50	DLS100	DLS200
----- mg L ⁻¹ -----						
14	3,03 bcdC	5,43 bcBC	3,49 C	4,00 abcC	9,78 aA	8,34 abAB
61	2,56 cdB	4,10 bcAB	3,57 AB	6,51 aA	3,18 bAB	5,50 cA
65	0,55 dB	3,41 cAB	3,63 AB	20,1 abcAB	3,69 bAB	5,33 cA
95	5,40 abB	8,72 aA	5,68 AB	4,65 abcAB	2,96 bB	5,91 bcAB
107	6,01 aB	7,06 abB	5,83 B	5,87 abB	11,6 aA	6,67 abcB
144	3,08 bcdB	4,16 bcB	5,25 B	2,59 bcB	5,77 bAB	8,78 aA
157	1,55 cdB	3,66 cAB	3,61 AB	1,57 cB	3,91 bAB	5,23 cA
165	2,29 cdB	2,80 cAB	3,92 AB	2,12 bcAB	3,05 bAB	5,29 cA
210	3,30 abc	5,04 bc	4,44	3,57 bc	4,80 b	5,00 c

Médias seguidas por letras distintas (maiúsculas na linha e minúsculas na coluna) diferem entre si pelo Teste de DMS ($p < 0,05$).

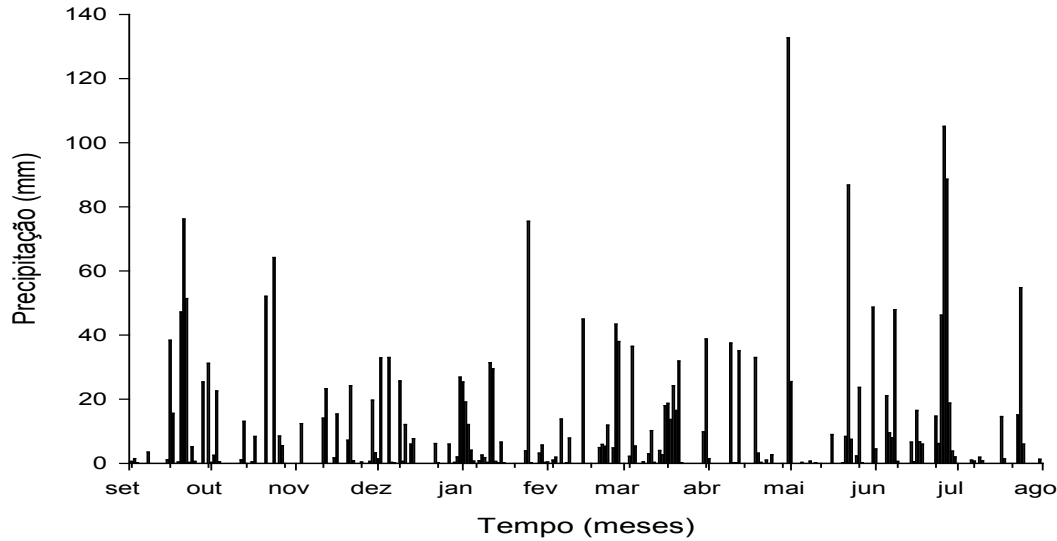


Figura 1 - Precipitação diária (mm), ocorrida na região de Campos Novos, SC durante a condução de experimento no período de setembro de 2013 a agosto de 2014 (EPAGRI 2014).

Figure 1 - Daily precipitation (mm), which occurred in the region of Campos Novos, SC during the experiment from September 2013 to August 2014 (EPAGRI 2014).

157 DAAF. Isso realça que doses iguais ou maiores que $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DLS liberam excedentes de N no solo e, com isso, favorecem a lixiviação do nutriente, que em parte pode ocorrer inclusive na forma catiônica (NH_4^+). A precipitação no local do estudo é suficiente para provocar percolação de água no solo, como demonstrado na Figura 1, possibilitando a lixiviação de íons, o que foi relatado por CASSOL et al. (2012) que constataram incremento na concentração de cátions trocáveis nas camadas abaixo de 0,2 m nas doses mais altas de DLS no mesmo experimento. Essa movimentação de cátions decorre do aporte dos mesmos em quantidades expressivas pelo DLS que não são acompanhadas de aumento de cargas negativas no solo na mesma proporção, já que não há aumento de pH (CASSOL et al. 2012, VEIGA et al. 2012). Assim, a lixiviação de N amoniacal nas maiores doses (DLS100 e DLS200) também pode ser favorecida pela alta concentração de Ca no perfil do solo, conforme demonstrado mais à frente neste trabalho, pois o Ca ocupa a maior parte das cargas negativas, favorecendo a lixiviação de cátions monovalentes, como o N-NH_4^+ do solo.

Em geral, não houve interação entre data e profundidade de coleta, exceto aos 157 DAAF onde constatou-se a maior concentração de N amoniacal a 0,8 m em relação a 0,4 m de profundidade (Figura 2a). Observou-se que, aos 95 e 107 DAAF, ocorreram as maiores concentrações de N amoniacal na solução,

o que se atribui à aplicação de N em cobertura nos tratamentos DLS+AM e AM, elevando o teor médio do nutriente em solução do conjunto das amostras. Nas duas primeiras coletas na profundidade de 0,4 m também foram obtidas concentrações maiores de N amoniacal, o que se explica pela grande quantidade adicionada dessa forma de N, principalmente nos tratamentos DLS100 e DLS200.

As concentrações de N nítrico não foram afetadas significativamente pelos tempos de coletas e profundidades avaliadas, o que pode ser devido principalmente à grande variabilidade constatada nos valores de concentração dessa forma de N na solução do solo. Contudo, houve efeito principal de tratamentos e os valores se situaram entre $3,1 \text{ mg L}^{-1}$ na testemunha a $30,3 \text{ mg L}^{-1}$ no tratamento DLS200. A concentração de N-NO_3^- foi expressivamente maior na dose mais alta de DLS (Figura 2b), evidenciando que a aplicação de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ desse dejetos aumenta expressivamente a concentração desse íon na solução do solo, superando 10 mg L^{-1} que é o valor de referência como limite máximo para potabilidade da água (CONAMA 2009). Consequentemente, essa dosagem de DLS resulta em maior lixiviação do N-NO_3^- no solo e contaminação dos mananciais hídricos com excesso desse íon. Destaca-se que, nas profundidades avaliadas, a absorção de nutrientes pelas raízes não é significativa (SEIXAS et al. 2005), pois cerca de 70% das raízes do milho se encontram

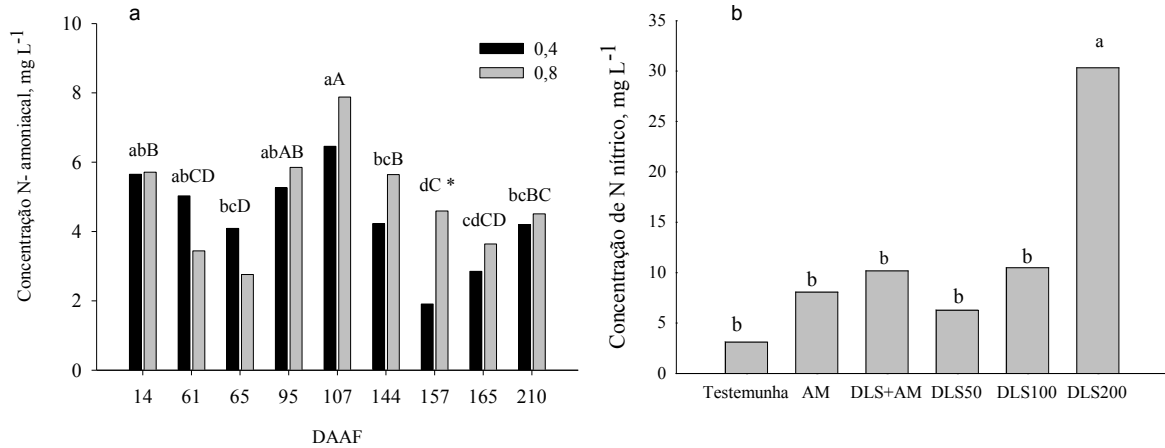


Figura 2 - Concentração de N amoniacal ($N-NH_4^+$) (a) na solução do solo extraída a 0,4 e 0,8 m de profundidade, no período de 14 a 210 dias após a aplicação dos fertilizantes (DAAF) e concentração de N nítrico ($N-NO_3^-$) (b) na solução do subsolo (médias das profundidades 0,4 e 0,8 m e de nove extrações no período) em Latossolo Vermelho Distroférico, submetido à adubação anual com adubo mineral (AM), adubo mineral combinado com dejetos líquido de suíno na dose de 25 m^3 (DLS+AM) e dejetos líquido de suíno nas doses de 0 (Testemunha), 50 (DLS50), 100 (DLS100) e 200 (DLS200) $m^3 ha^{-1}$. Colunas com letras distintas diferem pelo teste de DMS ($p < 0,05$) (minúsculas na profundidade de 0,4 m e maiúsculas na profundidade de 0,8 m para N amoniacal). *Colunas diferem entre profundidades.

Figure 2 - *N ammonia* ($N-NH_4^+$) content in the soil solution extracted at the depths 0.4 and 0.8 m (a) during the period after 14 to 210 days from the fertilizers application (DAAF), and *N nitric* ($N-NO_3^-$) content in the subsoil solution (average from 0.4 and 0.8 m depths and nine extractions during the evaluation time) (b), from of Oxisol, under annual fertilization with mineral fertilizer (AM), combined mineral fertilizer with pig slurry at dose of 25 m^3 (DLS+AM) and pig slurry at doses of 0 (control), 50 (DLS50), 100 (DLS100) and 200 (DLS200) $m^3 ha^{-1}$ in samples taken. Columns with different letters differ by DMS test ($p < 0.05$) (lower case to depth of 0.4 m and upper case to depth of 0.8 m for ammonia N). * Differ in the depths.

na camada de 0-0,2 m (FANTE JUNIOR et al. 1994).

Considerando-se todas as coletas, o tratamento AM resultou em concentração média de N nítrico menor que o limite de 10 $mg L^{-1}$, porém, nas duas coletas posteriores à aplicação do N em cobertura, que foram realizadas aos 95 e 107 DAAF, a concentração de N nítrico foi superior a esse limite. Isso ocorreu apesar da adubação de cobertura ter sido feita com ureia, que contém N na forma amídica, o que se explica por essa forma ser rapidamente transformada no solo inicialmente a amônio e, em seguida, a nitrato, aumentando a concentração desse íon na solução do solo.

Perdas significativas de NO_3^- na solução percolada do solo, também foram observadas em outros estudos, como no caso de áreas fertirrigadas de citros onde ocorreram altas precipitações, que promoveram a lixiviação de N na forma de nitrato (SOUZA et al. 2012). De acordo com JADOSKI et al. (2010), os íons de nitrato não são retidos no solo por

possuírem carga negativa e o solo também apresentar carga líquida negativa. Assim, o nitrato permanece na solução do solo, podendo ser lixiviado em maior ou menor grau em função da percolação da água no perfil do solo. Isso reduz a disponibilidade de N no período de crescimento das plantas e provoca riscos de contaminação das águas de superfície e subterrâneas por excesso de nitrato.

A alta lixiviação do N mineral nos solos está relacionada com as altas doses de fertilizante aplicada, associada à alta precipitação pluviométrica que é comum na região sul do Brasil, promovendo a lixiviação dos nutrientes que estão prontamente disponíveis na solução do solo. GROHNSKOPF et al. (2015), estudando as formas de acúmulo de N no solo no mesmo experimento deste trabalho, detectaram que nos tratamentos com DLS o N também se acumula em formas mais lábeis, possibilitando maior absorção pelas plantas e, também, maiores perdas, consoante aos fertilizantes minerais.

Altas doses de DLS aplicadas na superfície do solo ($200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) contribuíram para a lixiviação de N nítrico nas profundidades avaliadas (0,4 e 0,8 m), ressaltando a importância da definição das doses utilizadas conforme a exigência da cultura. Salienta-se que as doses muito altas de DLS adicionam quantidades excessivas de Nitrogênio Total (NT), chegando a 460 kg ha^{-1} , enquanto no tratamento AM foram adicionados 170 kg ha^{-1} , considerados suficientes para uma expectativa de rendimento da cultura do milho, de 11 Mg ha^{-1} .

Comparando-se as concentrações médias de N na solução extraída durante todas as coletas, verificou-se que a forma amoniacal (NH_4^+) ocorreu em valores situados entre 38 % e 62 % dos valores da forma nítrica ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$) nas duas profundidades avaliadas (Figuras 2 a e b). Apesar do dejetos conter o N na forma de N-NH_4^+ , as concentrações dessa forma na solução foram menores, demonstrando, de um lado, a menor mobilidade dessa forma amoniacal de N no solo e, de outro, a sua transformação à forma nítrica. Essa transformação ocorre em razão do solo ser bem drenado, com predomínio de condições aeróbias, onde o N-NH_4^+ é oxidado a N-NO_3^- pelo processo de nitrificação. Resultados semelhantes foram encontrados por OLIVEIRA et al. (2011), em Latossolo Amarelo Distrófico com aplicação de lodo de esgoto.

Fósforo na solução do solo

A concentração de P na solução extraída das profundidades (0,4 e 0,8 m) nas diversas coletas situou-se abaixo do nível de detecção dos métodos utilizados. Assim, tanto pelo método colorimétrico, descrito por MURPHY & RILEY (1962) para detectar o P inorgânico em solução aquosa, quanto pela espectrometria de emissão atômica por plasma acoplado (ICP), que quantifica o P total da amostra, não foram detectadas concentrações de P na solução do solo nas profundidades de 0,4 m e 0,8 m, inclusive com a dose maior de DLS, de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ao ano. Isso indica que o P se liga fortemente aos colóides do solo nas camadas superficiais, principalmente por complexo de esfera interna ou adsorção específica (BARROW 1978, NOVAIS & SMYTH 1999), não sendo disponibilizado na solução do solo em quantidade suficiente para se deslocar até as profundidades avaliadas. Salienta-se que, em profundidades abaixo da camada arável, os solos intensamente intemperizados do Sul do Brasil, como

o Latossolo desse estudo, possuem pH muito baixo, o que favorece a adsorção e diminui a concentração do P na solução.

Outros autores também verificaram que não houve perdas de P no perfil do solo por percolação ou lixiviação, como também relatado por BASSO et al. (2005) em experimento conduzido em Argissolo Vermelho Distrófico arênico fertilizado com doses de DLS até $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Entretanto, outros autores detectaram incrementos significativos de N e P nas camadas até 0,3 m e incrementos de P e K em camadas até 0,6 m após adubação com DLS em doses até $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, o que indica consequências ambientais e econômicas indesejáveis, demonstrando a necessidade de racionalização do uso desse fertilizante (LOURENZI et al. 2013). Quantidades razoáveis de P também foram encontradas na água de drenagem de Latossolo coletada com lisímetros de drenagem instalados na profundidade de 0,9 m após aplicações de água residuária de suínos nas doses de 0, 100, 200 e $300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (MAGGI et al. 2011). Entretanto, perdas expressivas de P podem ocorrer por escoamento superficial, sendo essa a principal forma de transferência desse elemento para os ambientes aquáticos (CERETTA et al. 2010, DOBLINSKI et al. 2010, HORTA et al. 2012).

Potássio na solução do solo

Na profundidade de 0,4 m as concentrações de K na solução do solo variaram de $0,31 \text{ mg L}^{-1}$ na Testemunha aos 144 DAAF a $31,1 \text{ mg L}^{-1}$ no tratamento com a maior dose de DLS (DLS200) aos 65 DAAF. Já na profundidade de 0,8 m, a concentração variou de $0,68 \text{ mg L}^{-1}$ na Testemunha aos 210 DAAF até $17,2 \text{ mg L}^{-1}$ de K no tratamento DLS200 aos 165 DAAF. De modo geral, o tratamento DLS200 foi superior aos demais, com exceção, nas coletas aos 14, 157 e 210 dias, que se igualaram com o DLS100 na profundidade de 0,4 m (Tabela 3).

A adubação mineral em dose igual ou maior que a recomendada para a cultura da laranja, também resulta em perdas significativas de K junto com a solução percolada do solo, demonstrando a lixiviação do elemento (SOUZA et al. 2012). Já em áreas de integração lavoura pecuária (ILP) com intensa carga animal, também ocorre a liberação de grandes quantidade de K^+ pelas excretas dos animais, principalmente pela urina, levando à lixiviação desse elemento no solo (FERREIRA et al. 2009). Destaca-se que a reposição, pela fase sólida, do K^+ removido

Tabela 3 - Concentração de K na solução do solo extraída nas profundidades de 0,4 e 0,8 m de um Latossolo Vermelho Distroférico submetido à adubação anual com adubo mineral (AM), adubo mineral combinado com dejetos líquidos de suíno na dose de 25 m³ (DLS+AM) e dejetos líquidos de suíno nas doses de 0 (Testemunha), 50 (DLS50), 100 (DLS100) e 200 (DLS200) m³ ha⁻¹ em coletas realizadas no período de 14 a 210 dias após a aplicação dos fertilizantes (DAAF). Médias de quatro repetições.

Table 3 - K content in the soil solution extracted in the subsoil at depths of 0.4 and 0.8 m from a Oxisol under annual fertilization with mineral fertilizer (AM), mineral fertilizer combined with pig slurry at the rate of 25 m³ (DLS+AM) and pig slurry at doses of 0 (control), 50 (DLS50), 100 (DLS100) and 200 (DLS200) m³ ha⁻¹ in samples taken in the period after 14 to 210 days from the fertilizers application of (DAAF). Average of four applications.

DAAF	TRATAMENTOS					
	Testemunha	AM	DLS+AM	DLS50	DLS100	DLS200
	----- mg L ⁻¹ -----					
----- 0,4 m -----						
14	1,92B	2,54B	1,97Bb	4,34Bab	18,8Aab*	24,0Ab*
61	2,86C	3,06C	5,42BCab	8,64BCa*	13,8Bbc*	28,7Aa*
65	1,42C	3,59C	2,93Cab	-	20,2Ba*	31,1Aa*
95	1,04C	6,22BC	5,07BCab	6,31BCab	13,4Babc*	29,7Aa*
107	1,26C	2,93C	7,59BCa	5,18BCab	13,3Bbc*	24,1Ab*
144	0,31C	1,09C	3,52BCab	4,70BCab	10,2Bc*	30,5Aa*
157	0,98C	1,59C	3,04BCab	4,36BCab	10,9Abc*	16,6Ac*
165	1,35C	2,18C	3,90BCab	6,15BCab	11,7Bc*	21,2Ab
210	1,09B	1,27B	2,62Bb	1,87Bb	13,5Abc*	13,8Ac
----- 0,8 m -----						
14	1,49B	2,17B	1,55B	1,43B	2,65B	16,5Aa
61	1,32B	2,18B	2,19B	3,30B	3,14B	14,0Aab
65	1,67B	2,53B	2,52B	2,09B	2,67B	13,3Aab
95	1,75B	2,13B	2,82B	1,86B	2,79B	16,2Aa
107	1,50B	2,48B	3,57B	4,56B	3,79B	16,3Aa
144	0,35B	1,81B	2,14B	1,41B	3,19B	16,0Aa
157	0,82B	2,27AB	2,26B	1,80B	3,21AB	10,5Ab
165	1,55B	2,99B	2,29B	2,48B	4,78B	17,2Aa
210	0,68B	1,96B	1,54B	1,31B	4,35B	14,8Aa

Médias seguidas por letras distintas (maiúsculas na linha e minúsculas na coluna) diferem entre si pelo Teste de DMS ($p < 0,05$). * Médias diferem pelo teste nas profundidades avaliadas.

da fase líquida do solo ocorre rapidamente (ERNANI et al. 2007, ERNANI 2008) e, com isso, parte do K⁺ permanece na solução do solo, em forma livre, podendo se deslocar em profundidade pela lixiviação.

A grande quantidade de cátions bivalentes (Ca⁺² e Mg⁺²) adicionados pelas doses altas de DLS, sem aumento equivalente de cargas negativas (VEIGA et al. 2012), também favoreceu a lixiviação do K⁺ adicionado para camadas inferiores do solo (ERNANI et al. 2007). Na profundidade de 0,8 m a

concentração de K em solução no tratamento DLS200 também foi superior aos demais em todas as coletas, demonstrando o alto potencial de lixiviação de K da dose mais alta do DLS (Tabela 3). Isso se deve principalmente à grande quantidade de K adicionada anualmente ao solo, como, por exemplo, na aplicação de 2013 que precedeu as avaliações desse estudo, quando a dose de dejetos adicionou em torno de 340 kg ha⁻¹ de K em uma única aplicação, enquanto o tratamento AM adicionou 80 kg ha⁻¹, considerados

suficientes para uma expectativa de rendimento de 11 Mg ha⁻¹ de milho (CQFS-RS/SC 2004). Assim, o excesso de K adicionado foi um fator preponderante para a lixiviação intensa desse elemento naquele tratamento, chegando à profundidade de 0,8 m. Salienta-se que caso os cultivos fossem realizados sob preparo do solo com revolvimento, as perdas de K por lixiviação poderiam ser ainda maiores, pois nesse caso a incorporação dos restos culturais acelera a liberação do nutriente na solução do solo e favorece seu deslocamento no perfil (LOZANO-GARCÍA et al. 2011). Salienta-se que o K não faz parte da estrutura da matéria orgânica, embora possa se ligar às cargas negativas que essa possui (CERETTA et al. 2003). Assim, no DLS esse nutriente encontra-se totalmente na forma mineral solúvel, sendo completamente disponibilizado imediatamente após a aplicação do dejetos no solo. Contudo, o enriquecimento em K não causa perda de qualidade da água, tanto que a Resolução CONAMA n° 420 de 2009 não estabelece

concentrações limites de K nas águas subterrâneas. Isso é válido inclusive em áreas que receberam resíduos orgânicos, porque a presença de K na água não causa problemas para ingestão pelos humanos e esse elemento também não causa eutrofização das águas, diferente do observado quando adicionadas formas biodisponíveis de N e P.

Cálcio na solução do solo

Não houve diferença significativa na concentração de Ca entre os tratamentos em relação ao tempo de coleta e em função da profundidade do solo, entretanto, houve efeito principal dos tratamentos e nas épocas de coletas em DAAF (Figura 3). A concentração de Ca, de modo geral, foi superior na maior dose de DLS (DLS200) do que nos demais tratamentos (Figura 3b). Isso indica que doses muito altas de DLS, como 200 m³ ha⁻¹, resultam em lixiviação de Ca em profundidade no perfil do solo, o que é devido sobretudo à adição de excedentes do

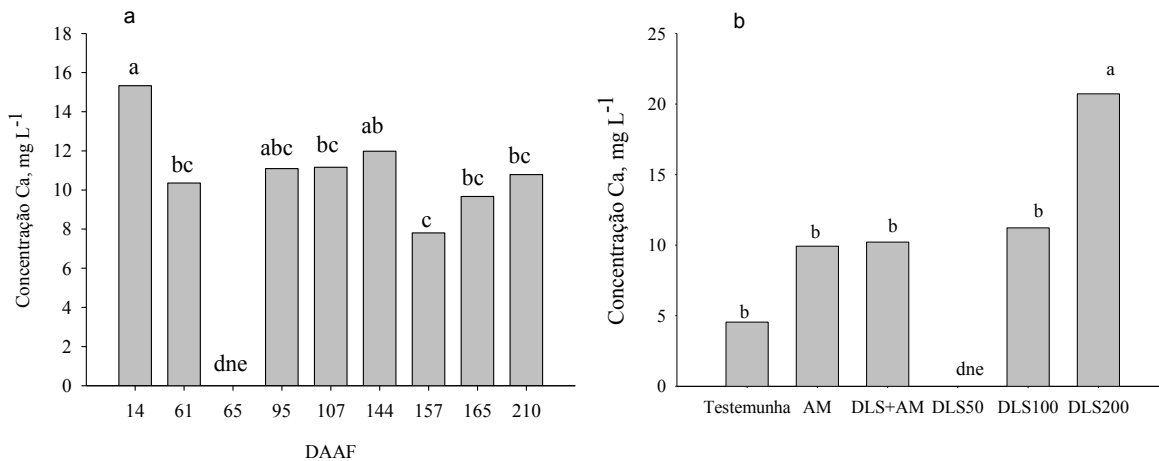


Figura 3 - Concentração de Cálcio (Ca) na solução do solo extraída no subsolo (a) (médias das profundidades 0,4 e 0,8 m e de todas as adubações), no período de 14 a 210 dias após a aplicação dos fertilizantes (DAAF) e concentração de Ca na solução do solo extraída no subsolo (b) (médias das profundidades 0,4 e 0,8 m e das nove extrações realizadas no período) em um Latossolo Vermelho Distroférico submetido à adubação anual com adubo mineral (AM), adubo mineral combinado com dejetos líquido de suíno na dose de 25 m³ (DLS+AM) e dejetos líquido de suíno nas doses de 0 (Testemunha), 50 (DLS50), 100 (DLS100) e 200 (DLS200) m³ ha⁻¹ em coletas realizadas no período de 14 a 210 dias após a aplicação dos fertilizantes (DAAF). Colunas com letras distintas diferem pelo teste de DMS ($p < 0,05$), dne = dados não estimados.

Figure 3 - Calcium (Ca) content in the soil solution extracted in the subsoil (a) (average of 0.4 and 0.8 m depths) during the period after 14 to 210 days from the fertilizers application (DAAF) (a) and Ca content in the soil solution extracted in the subsoil (b) (average of 0.4 and 0.8 m depths and of nine extractions during the evaluation time) from a Oxisol, under annual fertilization with mineral fertilizer (AM), mineral fertilizer combined with pig slurry at the rate of 25 m³ (DLS+AM) and pig slurry at doses of 0 (control), 50 (DLS50), 100 (DLS100) and 200 (DLS200) m³ ha⁻¹ in samples taken in the period 14-210 days after the application of fertilizers (DAAF). Columns with different letters differ by DMS test ($p < 0.05$), dne = data not estimated.

elemento pelo DLS em relação às cargas existentes no solo. Destaca-se que, segundo SILVA et al. (2004), as cápsulas porosas de cerâmica utilizadas na extração da solução do solo não interferem nas concentrações de Ca^{+2} e Mg^{+2} na solução do solo coletada, demonstrando a confiabilidade desse método de extração.

A utilização de doses elevadas de DLS incorpora grandes quantidades de Ca^{+2} no solo, o que ocorreu no caso do DLS aplicado na área, que apresentou $1,9 \text{ kg m}^{-3}$ de Ca^{+2} na média das aplicações realizadas (CASSOL et al. 2012). Assim, com a maior dose de DLS foram adicionados 380 kg ha^{-1} de Ca^{+2} por ano de aplicação, ou seja, a quantidade de Ca^{+2} adicionado ao solo por essa dose do DLS anualmente superou em mais de 20 vezes a quantidade exportada pelos grãos de milho (CASSOL et al. 2012).

Um ponto positivo do incremento de Ca^{+2} em profundidade no perfil do solo é o favorecimento ao crescimento radicular no subsolo, o que diminui o estresse hídrico das plantas em períodos de estiagem. As doses altas de DLS também podem promover a diminuição da atividade de Al^{+3} em camada abaixo de 0,2 m, devido ao aumento da saturação por Ca e Mg diminuindo a saturação por alumínio e também, pela formação de complexo organometálico (SALET 1998), já que ocorre sem que tenha havido aumento significativo no pH do solo, conforme observado por CASSOL et al. (2012) na mesma área experimental. Esse complexo pode ter se formado em ácidos, ou outros compostos orgânicos solúveis, que provavelmente derivaram da decomposição do DLS e se deslocaram no perfil (CASSOL et al. 2012).

Magnésio na solução do solo

As concentrações de Mg^{+2} na solução do solo variaram de $0,55 \text{ mg L}^{-1}$ no tratamento Testemunha aos 157 e 165 DAAF até $23,8 \text{ mg L}^{-1}$ no tratamento DLS200 aos 107 DAAF (Tabela 4). As concentrações desse elemento foram, em geral, maiores nas cinco primeiras coletas em relação às demais, indicando que a lixiviação de Mg^{+2} concentrou-se no período dos 14 DAAF aos 144 DAAF, principalmente nas maiores doses de DLS. Nas coletas realizadas aos 65, 95 e 107 DAAF as doses de $100 \text{ e } 200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DLS foram superiores aos demais tratamentos. Destaca-se que aos 14 DAAF o tratamento DLS200 foi superior a todos os demais, porém, aos 144 e 165 DAAF essa maior dose se igualou aos demais tratamentos, com exceção da Testemunha. Já, aos 157 e 210 DAAF não houve nenhuma diferença entre os tratamentos,

indicando que o excedente de Mg aplicado em relação à capacidade de retenção do solo tende a ser totalmente perdido por lixiviação no intervalo de em torno de cinco meses.

O fato da lixiviação de Mg^{+2} ser mais intensa nos primeiros meses após a aplicação do DLS pode ser explicado pelo raio iônico hidratado desse cátion ser menor que dos outros cátions bivalentes, o que confere menor energia de atração às cargas negativas do solo (ERNANI 2008), facilitando a sua descida no perfil. Outro aspecto está relacionado com que o Ca^{+2} e o Mg^{+2} formam complexos de esfera externa com a fase sólida do solo, fenômenos de superfície cujos íons se ligam com as cargas existentes nos colóides (ERNANI 2008). Dessa forma, os referidos cátions estão no complexo de troca fracamente adsorvidos, podendo ser deslocados por outros cátions e, assim, serem lixiviados (LUCHESE et al. 2008). Conforme ERNANI et al. (2007), a incorporação do KCl aos solos antecipa a lixiviação de Ca e Mg relativamente à ausência do fertilizante potássico. No caso do DLS, as adições de K são maiores que as adições de Ca e Mg, favorecendo a lixiviação nas primeiras épocas de coletas. Outros resultados sugerem que a adubação nitrogenada pode acelerar a perda de cátions básicos dos ecossistemas terrestres, conforme verificado em estudo de LUCAS et al. (2011), no qual as adições de N resultam em uma diminuição global de 24% na disponibilidade de Ca^{+2} , Mg^{+2} e K^{+} em período de tempo inferior a cinco anos.

Portanto, o uso de DLS como fertilizante deve ser adequado, tanto do ponto de vista técnico nutricional das plantas, quanto em relação aos impactos ambientais. Para isso, deve-se considerar a concentração dos nutrientes e no DLS a ser aplicado, restringindo seu uso em ambientes com solos mais arenosos e com declividade acentuada, diminuindo assim as perdas de nutrientes ao meio. Estudos realizados por OLIVEIRA et al. (2011) confirmaram que podem ser utilizadas maiores doses de esterco em sistema de pastagem contínua e ou de integração lavoura-pecuária, onde perdas por lixiviação são menores, principalmente na forma de N-NO_3^- . Isso indica que uma estratégia interessante para o uso de DLS em doses maiores é a sua utilização em áreas que possuam cobertura vegetal permanente, como pastagens perenes, especialmente quando é exportada maior quantidade de nutrientes na colheita da parte aérea das culturas, como ocorre em silagens e fenos.

Tabela 4 - Concentração de Mg^{+2} na solução do solo extraída (média das profundidades 0,4 e 0,8 m) de um Latossolo Vermelho Distroférico submetido à adubação anual com adubo mineral (AM), adubo mineral combinado com dejetos líquido de suíno na dose de 25 m^3 (DLS+AM) e dejetos líquido de suíno nas doses de 0 (Testemunha), 50 (DLS50), 100 (DLS100) e 200 (DLS200) $m^3 ha^{-1}$ em coletas realizadas no período de 14 a 210 dias após a aplicação dos fertilizantes (DAAF). Médias de quatro repetições.

Table 4 - Mg^{+2} content in the soil solution extracted in the subsoil (average of depths 0.4 and 0.8 m) from a Oxisol under annual fertilization with mineral fertilizer (AM), mineral fertilizer combined with pig slurry at the rate of 25 m^3 (DLS+AM) and pig slurry at doses of 0 (control), 50 (DLS50), 100 (DLS100) and 200 (DLS200) $m^3 ha^{-1}$ in samples taken in the period after 14 to 210 days from the fertilizers application of (DAAF). Average of four applications.

DAAF	Testemunha	AM	DLS+AM	DLS50	DLS100	DLS200
----- mg L ⁻¹ -----						
14	5,41 aC	10,89 abcBC	5,59 C	10,32 abBC	15,22 aAB	17,06 bA
61	4,55 abD	8,40 bcdeCD	8,09 CD	15,29 aAB	10,87 acBC	19,65 abA
65	1,27 abD	9,09 bcdBC	4,82 CD	*	12,22 aAB	18,34 bA
95	1,15 aBC	16,14 aB	11,27 B	9,17 abcB	12,79 abB	23,76 aA
107	0,95 aBC	13,46 abB	10,57 B	9,09 abcB	16,17 aB	23,81 aA
144	0,68 abB	6,49 cdeAB	8,13 A	5,05 bcAB	4,83 bdAB	8,07 cA
157	0,55 ab	5,12 de	5,15	2,48 c	4,60 d	2,47 d
165	0,55 bB	6,70 cdeA	5,40 AB	4,81 bcAB	4,77 bcdAB	5,07 cdAB
210	1,06 ab	3,78 e	4,41	3,05 c	4,30 d	3,62 cd

*dados não estimados. Médias seguidas por letras distintas (maiúsculas na linha e minúsculas na coluna) diferem entre si pelo Teste de DMS ($p < 0,05$).

CONCLUSÃO

O dejetos líquido de suíno aplicado em dose anual a partir de 100 $m^3 ha^{-1}$ aplicada durante 13 anos em superfície de Latossolo Vermelho Distroférico cultivado com sucessão milho-aveia aumenta a concentração de N mineral na solução do subsolo, principalmente na forma do ânion $N-NO_3^-$, superando o limite prudencial de 10 $mg L^{-1}$, o que também ocorre no período em torno de dois meses após a adubação nitrogenada de cobertura para milho com fertilizante solúvel. Também promove movimentação de cátions básicos (K^+ , Ca^{+2} e Mg^{+2}) para camadas inferiores, resultando em perdas expressivas desses nutrientes por lixiviação, porém isso não ocorre com o P.

Na dose de 200 $m^3 ha^{-1}$ o dejetos líquido de suíno promove alta concentração de N na solução do solo em profundidade, demonstrando que a aplicação

repetitiva dessa dose incorre em perdas expressivas de N por lixiviação e em grande risco de contaminação do lençol freático pelo excesso de nitrato.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à CAPES pela concessão da bolsa durante a condução deste trabalho, à Universidade do Estado de Santa Catarina pela infraestrutura oferecida, ao produtor pela concessão da área experimental e a todos os amigos e colegas que ajudaram direta e, ou, indiretamente para a realização das análises.

REFERÊNCIAS

- BARROW NJ. 1978. The description of phosphorous adsorption curves. Soil Science 29:447-462.
 BASSO CJ et al. 2005. Dejetos líquido de suínos: II – perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio

- direto. *Ciência Rural* 35:1305-1312.
- BRUNETTO G et al. 2012. Changes in soil acidity and organic carbon in a sandy typic hapludalf after medium-term pig-slurry and deep-litter application. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 36:1620-1628.
- CARLESSO R. 1995. Absorção de água pelas plantas: água disponível versus água extraível e a produtividade das culturas. *Ciência Rural* 25:183-188.
- CASSOLPC et al. 2012. Disponibilidade de macronutrientes e rendimento de milho em latossolo fertilizado com dejetos suíno. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 36:1911-1923.
- CERETTA CA et al. 2003. Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 38:729-735.
- CERETTA CA et al. 2010. Nutrient transfer by runoff under no tillage in a soil treated with successive applications of pig slurry. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 139:689-699.
- CHIEN SH et al. 2011. Agronomic and environmental aspects of phosphate fertilizers varying in source and solubility: an update review. *Nutrients Cycling Agroecosystems* 89:229-255.
- CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. 2009. Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Ministério do Meio Ambiente. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, n.249, 7 dez. Seção 1, p.81-84.
- CQFS-RS/SC – COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO RS/SC. 2004. Manual de adubação. Porto Alegre: SBCS. 400p.
- DEMURTAS CE et al. 2016. Agriculture, Ecosystems and Environment Replacing organic with mineral N fertilization does not reduce nitrate leaching in double crop forage systems under Mediterranean conditions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 219:83-92.
- DIEHL RC et al. 2008. Compostos orgânicos hidrossolúveis de resíduos vegetais e seus efeitos nos atributos químicos do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 32:2653-2659.
- DOBLINSKI AF et al. 2010. Nonpoint source pollution by swine farming wastewater in bean crop. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 14:87-93.
- DYNIA JF et al. 2006. Lixiviação de nitrato em Latossolo cultivado com milho após aplicações sucessivas de lodo de esgoto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 41:855-862.
- EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. 2013. Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília: SBCS. 353p.
- EPAGRI/CIRAM – EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA E EXTENSÃO RURAL DE SANTA CATARINA/CENTRO DE INFORMAÇÕES DE RECURSOS AMBIENTAIS E DE HIDROMETEROLOGIA. 2014. Monitoramento dos fenômenos climáticos e seus impactos: climatologia de chuvas. Florianópolis: EPAGRI. Disponível em: <http://circam.epagri.sc.gov.br/portal/website/index.jsp?url=monitoramento/climatChuvas.jsp>. Acesso em: 15 mai. 2014.
- ERNANI PR et al. 2007. Mobilidade vertical de cátions influenciada pelo método de aplicação de cloreto de potássio em solos com carga variável. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 31:393-402.
- ERNANI PR. 2008. Química de solo e disponibilidade de nutrientes. Lages: UDESC. 230p.
- FANTE JUNIOR L et al. 1994. Distribuição do sistema radicular do milho em Terra Roxa estruturada latossólica: I. Comparação de metodologias. *Scientia Agricola* 3:513-518.
- FERREIRA EVDO et al. 2009. Concentração do potássio do solo em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 33:1675-1684.
- GATIBONI LC et al. 2008. Formas de fósforo no solo após sucessivas adições de dejetos líquidos de suínos em pastagem natural. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 32:1753-1761.
- GROHSKOPF MA et al. 2015. Organic Nitrogen in a Typic Hapludox Fertilized with Pig Slurry. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 39:127-139.
- GUARDINI R et al. 2012. Phosphorus accumulation and pollution potential in a hapludult fertilized with pig manure. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 36:1333-1342.
- HORTA C et al. 2012. Environmental impact of outdoor pig production: soil P forms evolution, spatial distribution and P losses in drainage waters. *Revista de Ciências Agrárias* 35:36-48.
- JADOSKI SO et al. 2010. Características da lixiviação de nitrato em áreas de agricultura intensiva. *Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia* 3:193-200.
- LOURENZI CR et al. 2013. Nutrients in soil layers under no-tillage after successive pig slurry applications. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 37:157-167.
- LOZANO-GARCÍA B et al. 2011. Soil tillage effects on monovalent cations (Na⁺ and K⁺) in vertisols soil solution. *Catena* 84:61-69.
- LUCAS RW et al. 2011. A meta-analysis of the effects of nitrogen additions on base cations: Implications for plants, soils, and streams. *Forest Ecology and Management* 262:95-104.
- LUCHESE AV et al. 2008. Lixiviação de íons após a aplicação de resíduos orgânicos de uma indústria farmoquímica. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 12:189-199.
- MAGGI CF et al. 2011. Lixiviação de nutrientes em solo cultivado com aplicação de água residuária de suinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 15:170-177.
- MURPHY J & RILEY JPA. 1962. Modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta* 27:31-36.

- NOVAIS RF & SMYTH TJ. 1999. Fósforo em solo e planta em condições tropicais. Viçosa: UFV. 399p.
- OLIVEIRA MIL et al. 2011. Concentração de íons na solução de um Latossolo Vermelho sob diferentes sistemas de manejo. Pesquisa Agropecuária Brasileira 46:1291-1300.
- REICHARDT K et al. 1977. Extração e análise de nitratos em solução de solo. Revista Brasileira de Ciência do Solo 1:130-132.
- SALET RL. 1998. Toxidez de alumínio no sistema plantio direto. Tese (Doutorado em Ciência do Solo). Porto alegre: UFRGS. 109p.
- SANTOS SCG et al. 2015. Lixiviação de nitrogênio em um latossolo vermelho cultivado com soja após aplicação de dejetos líquidos de suínos. Global Science and Technology 8:49-60.
- SEIXAS J et al. 2005. Tráfego de máquinas e enraizamento do milho em plantio direto. Ciência Rural 35:794-798.
- SHARPLEY AN et al. 1994. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: Issues and options. Journal of Environmental Quality 23:437-451.
- SHARPLEY AN. 2003. Soil mixing to decrease surface stratification of phosphorus in manured soils. Journal of Environmental Quality 32:1375-1384.
- SILVA RH et al. 2004. Liberação de cálcio e magnésio por cápsulas porosas de porcelana usadas na extração de solução do solo. Revista Brasileira de Ciência do Solo 28:605-610.
- SOBRAL LF et al. 2009. Lime and gypsum to improve root depth of orange crop in an Ultisol of the Coastal Tablelands. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental 13:836-839.
- SOUZA TR et al. 2012. Dinâmica de nutrientes na solução do solo em pomar fertirrigado de citros. Pesquisa Agropecuária Brasileira 47:846-854.
- TEDESCO MJ et al. 1995. Análise de solo, plantas e outros materiais. Porto Alegre: UFRGS. 174p.
- USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 2009. National Water Quality Inventory: Report to Congress. 2004 Reporting Cycle. Washington:USEPA. 37p.
- WERLE R et al. 2008. Lixiviação de potássio em função da textura e da disponibilidade do nutriente no solo. Revista Brasileira de Ciência do Solo 32:2297-2305.
- VAN RAIJ B. 1998. Seleção de métodos de laboratório para avaliar a disponibilidade de fósforo em solos. Revista Brasileira de Ciência do Solo 2:1-9.
- VEIGA M et al. 2012. Chemical attributes of a Hapludox soil after nine years of pig slurry application. Pesquisa Agropecuária Brasileira 47:1766-1773.