

# SEÇÃO IX - POLUIÇÃO DO SOLO E QUALIDADE AMBIENTAL

## FORMAS DE FÓSFORO NO SOLO APÓS SUCESSIVAS ADIÇÕES DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS EM PASTAGEM NATURAL<sup>(1)</sup>

Luciano Colpo Gatiboni<sup>(2)</sup>, Gustavo Brunetto<sup>(3)</sup>, João Kaminski<sup>(4)</sup>,  
Danilo dos Santos Rheinheimer<sup>(4)</sup>, Carlos Alberto Ceretta<sup>(4)</sup> &  
Claudir José Basso<sup>(5)</sup>

### RESUMO

A suinocultura tem como inconveniente a grande produção de dejetos, os quais são reutilizados como fertilizantes agrícolas, porém, se utilizados em doses excessivas, tornam-se severos poluentes ambientais. O objetivo deste trabalho foi avaliar as formas de acumulação de P em um solo submetido a sucessivas aplicações de doses de dejetos líquidos de suínos. O experimento foi instalado em 1995, em uma área cultivada com pastagem natural, que recebeu doses de 0, 20 e 40 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos líquidos de suínos (DLS), aplicadas em intervalos de 45 a 60 dias durante cinco anos. Em 1999, após 28 aplicações de DLS, que totalizaram 0, 560 e 1.120 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, foram coletadas amostras de solo nas profundidades de 0–2,5, 2,5–5, 5–10, 10–15 e 15–20 cm. A amostra foi seca, moída, passada em peneira de malha de 2 mm e submetida ao fracionamento químico do P pelo método de Hedley. No tratamento testemunha, foi determinada a capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAP), utilizando-se isotermas de adsorção e ajuste matemático pela equação de Langmuir. Os resultados mostraram que o P adicionado ao solo via DLS é acumulado essencialmente em formas inorgânicas, sendo as principais as extraídas por resina trocadora de ânions, NaHCO<sub>3</sub> 0,5 mol L<sup>-1</sup>, NaOH 0,1 mol L<sup>-1</sup> e HCl 1,0 mol L<sup>-1</sup>.

**Termos de indexação:** fósforo orgânico, fracionamento de fósforo, esterco de suínos, poluição ambiental.

---

<sup>(1)</sup> Trabalho parcialmente financiado com recursos do CNPq e da FAPERGS. Recebido para publicação em janeiro de 2007 e aprovado em maio de 2008.

<sup>(2)</sup> Professor da Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC. Av. Luiz de Camões 2090, CEP 88520-000 Lages (SC). Bolsista do CNPq. E-mail: gatiboni@udesc.br

<sup>(3)</sup> Pós-Doutorando do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria – UFSM. Av. Roraima 1000, CEP 97105-900 Santa Maria (RS). Bolsista do CNPq. E-mail: gustavobrunetto@hotmail.com

<sup>(4)</sup> Professor do Departamento de Solos, UFSM. Bolsista do CNPq. E-mail: jk@smail.ufsm.br; danilor@smail.ufsm.br; ceretta@ccr.ufsm.br

<sup>(5)</sup> Engenheiro-Agrônomo, Dr., Responsável técnico da SLC-Agrícola. Rua Bernardo Pires 128, CEP 90620-010 Porte Alegre (RS). E-mail: cjbasso@slc.com.br

**SUMMARY: SOIL PHOSPHORUS FORMS AFTER SUCCESSIVE PIG SLURRY APPLICATION IN A NATIVE PASTURE**

*The swine industry generates large amounts of pig slurry (PS), which is reused as agricultural fertilizer. However, if applied at excessive rates, pig slurry becomes a severe environmental pollutant. The objective of this study was to evaluate forms of soil phosphorus accumulation after successive swine manure applications. The experiment was installed in 1995, in an area of native pasture. Rates of 0, 20 and 40 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> of PS were applied periodically (at 45 to 60 days intervals) during five years. In 1999, after 28 PS applications totaling 0, 560 and 1.120 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> of PS, soil samples were collected from the layers 0–2.5, 2.5–5.0, 5–10, 10–15, and 15–20 cm. Soil phosphorus in the samples was fractionated using Hedley's fractionation scheme (Hedley et al., 1982). The maximum phosphorus adsorption capacity (MPAC) was determined in soil samples without PS application using the Langmuir model. Results showed that phosphorus added as PS is accumulated essentially in inorganic forms, mainly those extractable by anion exchange resin, NaHCO<sub>3</sub> 0.5 mol L<sup>-1</sup>, NaOH 0.1 mol L<sup>-1</sup> and HCl 1.0 mol L<sup>-1</sup>.*

*Index terms: Phosphorus forms, phosphorus fractionation, swine manure, environmental pollution.*

## INTRODUÇÃO

A suinocultura é uma alternativa de incremento de renda em pequenas propriedades com mão-de-obra familiar. Os dejetos produzidos pela suinocultura são utilizados como fertilizantes nas lavouras de culturas anuais e nas pastagens. Contudo, em geral as propriedades têm pequenas extensões de terras e não raramente os dejetos são adicionados em doses superiores à capacidade de retenção do solo; nessas condições, passam de fertilizantes a poluentes ambientais.

Países como França, Holanda e Dinamarca, que são grandes produtores de suínos, têm modificado suas legislações ambientais, visando aumentar a proteção ambiental e impedir o avanço da contaminação do solo e da água (Jongbloed et al., 1999). No Brasil, em Santa Catarina – um dos principais produtores de carne suína – o licenciamento ambiental para implantação ou expansão da suinocultura em uma propriedade só ocorre se o produtor comprovar possuir área de terra suficiente para o descarte dos dejetos produzidos, sendo permitido um máximo de 50 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de dejetos líquidos de suínos (FATMA, 2004). No Rio Grande do Sul, o órgão de licenciamento ambiental não estabelece uma dose máxima de DLS a ser aplicada ao solo, mas enfatiza que seu uso como fertilizante deve ter como referencial a quantidade de nutrientes requeridos pelas culturas, baseado em análise de solo (FEPAM, 2004).

Uma das conseqüências ambientais da adição de dejetos ao solo acima de sua capacidade de processamento é a transferência de nutrientes para os ambientes aquáticos, causando a eutrofização das águas (Correll, 1998). Dentre os nutrientes

adicionados via DLS, especial atenção deve ser dada ao P, já que este é um dos agentes causadores da eutrofização (Sharpley & Menzel, 1987). Trabalhos têm mostrado que adições freqüentes de dejetos de animais aumentam o teor de P no solo, potencializando a contaminação de mananciais hídricos (Eghball et al., 1996; Ceretta et al., 2003; Gessel et al., 2004; Ceretta et al., 2005).

Estudos sobre formas de acúmulo e capacidade de dessorção de formas de P têm sido realizados no Brasil, utilizando como base a técnica de fracionamento químico de P proposta por Hedley et al. (1982). Com a utilização da técnica, tem se observado que, com a adição de fertilizantes fosfatados, ocorre o acúmulo de P em formas inorgânicas e orgânicas com diferentes graus de energia de ligação, embora o acúmulo seja mais pronunciado nas formas inorgânicas (Beck & Sanches, 1994; Linqvist et al., 1997; Daroub et al., 2000). Quando a fonte fertilizante é de origem orgânica e de fácil decomposição, o acúmulo de P no solo pode se dar inicialmente sob forma orgânica, que em seguida é convertida em forma inorgânica devido à mineralização microbiana. Todavia, se o material adicionado for de difícil decomposição, o P pode permanecer em formas orgânicas (Otabbong et al., 1997). No caso da adição de dejetos animais, normalmente o acúmulo do P é maior nas formas inorgânicas (Tran & N'dayegamiye, 1995; Sui et al., 1999; Hooda et al., 2001), pois mais de 60 % do P total contido neste resíduo se encontra sob formas inorgânicas (Sui et al., 1999; Cassol et al., 2001).

Este trabalho teve por objetivo avaliar as formas de acúmulo de P em solo submetido a sucessivas aplicações de dejetos líquidos de suínos.

## MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi instalado em novembro de 1995, em uma área cultivada com pastagem natural para alimentação animal, no município de Paraíso do Sul, região fisiográfica da Depressão Central do Rio Grande do Sul. O clima da região é Cfa, segundo classificação de Köppen, com precipitação pluvial média anual de 1.769 mm e temperatura média anual de 19,2 °C. O solo utilizado foi um Alissolo Crômico órtico típico e apresentava, na camada de 0–10 cm, os seguintes atributos: argila - 150 g dm<sup>-3</sup>; matéria orgânica - 35 g dm<sup>-3</sup>; pH da água - 5,2; índice SMP - 4,6; P disponível - 12,3 mg dm<sup>-3</sup> (Mehlich-1); K trocável - 190 mg dm<sup>-3</sup> (Mehlich-1); Al trocável - 4,1 cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>; Ca trocável - 3,8 cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>; Mg trocável - 1,5 cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>; e saturação por bases de 33 %.

Os tratamentos consistiram da aplicação de 0, 20 e 40 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos líquidos de suínos (DLS) na superfície do solo, numa periodicidade de 45 a 60 dias. Após 48 meses do início do experimento, quando as amostras de solo foram coletadas, já haviam sido aplicados 0, 560 e 1.120 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> DLS, correspondendo à adição de 0, 2.040 e 4.080 kg ha<sup>-1</sup> de P, respectivamente (Durigon, 2000). Imediatamente antes de cada aplicação dos dejetos, a pastagem foi roçada e a forragem retirada das parcelas. O delineamento experimental foi o de blocos ao acaso, com quatro repetições, e as unidades experimentais mediram 4,0 x 3,5 m.

No ano de 1999, após 48 meses do início do experimento, foram coletadas amostras do solo nas profundidades de 0–2,5, 2,5–5, 5–10, 10–15 e 15–20 cm. A amostra foi seca em estufa com ar forçado a 55 °C, moído, passada em peneira de malha de 2 mm e armazenada. As amostras de solo foram submetidas ao fracionamento químico do P pelo método proposto por Hedley et al. (1982) e com as modificações de Condron et al. (1985), descritas a seguir: amostras de 0,5 g de solo seco foram extraídas, seqüencialmente, com resina trocadora de ânions - placas AR 103 QDP 434 (fração P<sub>RTA</sub>), NaHCO<sub>3</sub> 0,5 mol L<sup>-1</sup> (frações P<sub>bic</sub> e P<sub>bic</sub>), NaOH 0,1 mol L<sup>-1</sup> (frações P<sub>hid</sub> e P<sub>hid</sub>), HCl 1,0 mol L<sup>-1</sup> (fração P<sub>HCL</sub>) e NaOH 0,5 mol L<sup>-1</sup> (frações P<sub>hid05</sub> e P<sub>hid05</sub>). Após as extrações, o solo remanescente foi seco em estufa e submetido à digestão com H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> + H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> + MgCl<sub>2</sub> (fração P<sub>residual</sub>), conforme descrito em Brookes & Powson (1981). O P inorgânico (Pi) dos extratos alcalinos de NaHCO<sub>3</sub> e NaOH foi determinado pelo método de Dick & Tabatabai (1977). Nesses extratos alcalinos, o P total foi determinado por digestão com persulfato de amônio + ácido sulfúrico em autoclave (USEPA, 1971), sendo o P orgânico (Po) obtido pela diferença entre P total e o Pi. O P dos extratos ácidos foi determinado segundo método de Murphy & Riley (1962).

Para a interpretação dos resultados obtidos no fracionamento, as formas de P foram classificadas em lábeis (P<sub>RTA</sub>, P<sub>bic</sub> e P<sub>bic</sub>), moderadamente lábeis (P<sub>hid</sub>, P<sub>hid</sub>, P<sub>hid05</sub> e P<sub>hid05</sub>) e não-lábeis (P<sub>HCL</sub> e

P<sub>residual</sub>), conforme sugerido por Cross & Schlesinger (1995). Adicionalmente, as formas de P do fracionamento de Hedley foram agrupadas em P geoquímico e P biológico (Cross & Schlesinger, 1995), sendo o P geoquímico a soma das frações inorgânicas do solo mais o P residual (P<sub>RTA</sub> + P<sub>bic</sub> + P<sub>hid</sub> + P<sub>hid05</sub> + P<sub>HCL</sub> + P<sub>residual</sub>) e o P biológico a soma das formas orgânicas do fracionamento (P<sub>bic</sub> + P<sub>hid</sub> + P<sub>hid05</sub>).

Nas amostras de solo coletadas no tratamento sem adição de dejetos, foi determinada a capacidade máxima de adsorção de P (CMAP). Para isso, amostras de 0,5 g de solo seco, de todas as profundidades, foram acondicionadas em tubos de centrífuga com tampa rosca, e adicionadas soluções com teores crescentes de P (0, 25, 50, 100, 200, 400, 800, 1.600 e 3.200 mg kg<sup>-1</sup> de P). Em seguida, os tubos de centrífuga foram submetidos à agitação contínua por 16 h em agitador “end-over-end” a 33 rpm. As amostras foram centrifugadas e, no extrato, foi determinado o P remanescente na solução pelo método de Murphy & Riley (1962). Os dados obtidos foram ajustados matematicamente pela equação de Langmuir para obtenção do valor da CMAP (Novais & Smyth, 1999).

Os teores de P em diferentes profundidades na mesma dose de dejetos líquidos de suínos foram submetidos à análise de variância e, quando os efeitos foram significativos, utilizou-se o teste de comparação de médias Tukey ( $\alpha = 5\%$ ), porém em diferentes doses de dejetos líquidos de suínos, dentro da mesma profundidade de solo, quando da significância dos efeitos apontados pela análise de variância, foram ajustadas equações de regressão.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

O P inorgânico extraído pela resina trocadora de ânions (P<sub>RTA</sub>) e pelo bicarbonato de sódio (P<sub>bic</sub>) e o P orgânico extraído também pelo bicarbonato de sódio (P<sub>bic</sub>) (Quadro 1) são os primeiros extratores utilizados no fracionamento de Hedley. De acordo com Gatiboni et al. (2007), eles extraem formas de P lábeis que contribuem ativamente no suprimento de P para as plantas, ou para a sua circulação no ambiente pelas águas de deflúvio ou de percolação. Os dados de P na fração P<sub>RTA</sub> mostram que, no tratamento sem adição de dejetos líquidos de suínos, os teores diminuíram com o aumento da profundidade do solo (Quadro 1). Isso se atribuiu à extração pelas plantas do P em diversas profundidades e deposição dos seus resíduos na camada superficial do solo durante a pedogênese. A adição de DLS, tanto na dose de 20 quanto na de 40 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, aumentou os teores de P, principalmente nas camadas mais superficiais, mas se estendendo até a camada de 15–20 cm, sendo o mesmo comportamento observado para a fração P<sub>bic</sub> (Quadro 1). Em todas as profundidades, os teores de P para a fração P<sub>RTA</sub> e para a fração P<sub>bic</sub> aumentaram de forma linear com

o aumento da dose de DLS (Quadro 1). Por outro lado, embora os teores de P na fração  $P_{o_{bic}}$  tenham também diminuído com a profundidade do solo, como observado na fração  $P_{i_{RTA}}$  e  $P_{i_{bic}}$ , não foi constatado aumento de P nesta fração com o aumento da dose de DLS (Quadro 1). Isso ocorreu porque essa fração de P está relacionada a compostos orgânicos de fácil decomposição, que sustentam e são regulados pela atividade microbiana do solo, fazendo com que não ocorra acúmulo expressivo nesta forma de P, já que é rapidamente mineralizada (Chen et al., 2002; Gatiboni, 2003).

As formas inorgânicas e orgânicas de P extraídas por NaOH 0,1 mol L<sup>-1</sup> ( $P_{i_{hid}}$  e  $P_{o_{hid}}$ ) e NaOH 0,5 mol L<sup>-1</sup> ( $P_{i_{hid05}}$  e  $P_{o_{hid05}}$ ) representam, em geral, P inorgânico ligado aos óxidos e às argilas silicatadas com energia de ligação intermediária e P orgânico de formas medianamente lábeis (Cross & Schlessinger, 1995). Os teores de P extraídos por hidróxido (Quadro 2) mostram que o P proveniente do DLS foi acumulado principalmente na fração  $P_{i_{hid}}$ , havendo modificações menos expressivas em  $P_{i_{hid05}}$ . Convém ressaltar que, com exceção dos teores na fração  $P_{i_{hid05}}$  na profundidade de 15–20 cm, nas demais o P inorgânico nas frações  $P_{i_{hid}}$  e  $P_{i_{hid05}}$  aumentou de forma linear

com o aumento da dose de DLS (Quadro 2). Isso indica que os colóides inorgânicos deste solo não apresentam alta afinidade com o P, pois em outros tipos de solo com altos teores de óxidos de Fe, maior quantidade de P medianamente lábil é encontrada na fração  $P_{i_{hidr05}}$  (Rheinheimer, 2000; Gatiboni, 2003). As frações orgânicas medianamente lábeis ( $P_{o_{hid}}$  e  $P_{o_{hid05}}$ ) (Quadro 2) mostram que há maior concentração de P orgânico nas camadas mais superficiais do solo, provavelmente pelo maior teor de matéria orgânica na camada superficial (dados não apresentados). Houve pouca influência da adição de dejetos líquidos de suínos sobre o aumento do P nas frações  $P_{o_{hid}}$  e  $P_{o_{hid05}}$ , semelhantemente ao ocorrido para a fração de P mais lábil ( $P_{o_{bic}}$ ). Destaca-se apenas que a adição de DLS provocou aumento dos teores de P da fração  $P_{o_{hid05}}$  na camada de 0–2,5 cm.

Os valores de P extraídos por HCl 1,0 mol L<sup>-1</sup> ( $P_{i_{HCL}}$ ) mostram que, no solo sem adição de DLS, os teores de  $P_{i_{HCL}}$  são baixos (Quadro 3). Isso é esperado, pois, segundo Cross & Schlessinger (1995), o extrator HCl extrai preferencialmente formas de P ligadas ao Ca e, como este solo não possui abundância de minerais apatíticos, os teores naturais nesta forma

**Quadro 1. Teores de fósforo extraídos pelos extratores resina trocadora de ânions e NaHCO<sub>3</sub> 0,5 mol L<sup>-1</sup> em diferentes profundidades de um solo submetido à aplicação de doses de dejetos de suíno líquido**

Forma de fósforo	Profundidade	Dose de dejetos (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )			Regressão	R <sup>2</sup>
		0	20	40		
	cm	mg kg <sup>-1</sup>				
$P_{i_{RTA}}$ (RTA)	0–2,5	36 a <sup>(1)</sup>	419 a	595 a	$\hat{y} = 70,784 + 13,9619 x$	0,94 *
	2,5–5,0	12 b	287 b	499 b	$\hat{y} = 21,991 + 12,1853 x$	0,97 *
	5,0–10	7 b	107 c	291 c	$\hat{y} = -6,918 + 0,2536 x$	0,97 *
	10–15	4 b	42 d	101 d	$\hat{y} = 0,455 + 2,4233 x$	0,96 *
	15–20	2 b	13 d	13 e	$\hat{y} = 3,633 + 0,2668 x$	0,63 *
	CV (%)		38,89	17,35	6,47	
$P_{i_{bic}}$ (NaHCO <sub>3</sub> 0,5 mol L <sup>-1</sup> )	0–2,5	16 a	211 a	277 a	$\hat{y} = 37,328 + 6,5338 x$	0,89 *
	2,5–5,0	8 b	169 a	254 a	$\hat{y} = 20,279 + 6,1531 x$	0,92 *
	5,0–10	4 c	53 b	164 b	$\hat{y} = -6,378 + 0,1429 x$	0,95 *
	10–15	3 c	16 b	45 c	$\hat{y} = 0,5637 + 1,0406 x$	0,87 *
	15–20	2 c	4 c	5 d	$\hat{y} = 1,903 + 0,0916 x$	0,80 *
	CV (%)		15,59	22,05	10,88	
$P_{o_{bic}}$ (NaHCO <sub>3</sub> 0,5 mol L <sup>-1</sup> )	0–2,5	30 a	29 a	34 a	ns	
	2,5–5,0	24 a	26 a	31 a	ns	
	5,0–10	16 b	15 b	15 b	ns	
	10–15	12 b	13 c	14 b	ns	
	15–20	9 b	11 c	9 b	ns	
	CV (%)		18,54	10,12	46,70	

<sup>(1)</sup> Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $\alpha = 0,05$ ). ns: não-significativo a 5 % de erro. \*: significativo a 5 % de erro.

**Quadro 2. Teores de fósforo extraídos pelos extratores NaOH 0,1 mol L<sup>-1</sup> e NaOH 0,5 mol L<sup>-1</sup> em diferentes profundidades de um solo submetido à aplicação de doses de dejetos líquidos de suínos**

Forma de fósforo	Profundidade	Dose de dejetos (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )			Regressão	R <sup>2</sup>
		0	20	40		
	cm	mg kg <sup>-1</sup>				
Pi <sub>hid</sub> (NaOH 0,1 mol L <sup>-1</sup> )	0–2,5	78 a <sup>(1)</sup>	459 a	707 a	$\hat{y} = 100,058 + 15,7167 x$	0,90*
	2,5–5,0	62 b	382 a	648 a	$\hat{y} = 71,064 + 14,654 x$	0,92*
	5,0–10	56 b	168 b	360 b	$\hat{y} = 43,110 + 7,5821 x$	0,97*
	10–15	51 b	105 b	162 c	$\hat{y} = 50,096 + 2,7889 x$	0,83*
	15–20	42 c	60 b	75 c	$\hat{y} = 42,425 + 0,8235 x$	0,65*
	CV (%)	13,10	25,46	17,30		
Po <sub>hid</sub> (NaOH 0,1 mol L <sup>-1</sup> )	0–2,5	58 a	63 a	55 a	ns	
	2,5–5,0	37 b	59 a	47 a	ns	
	5,0–10	15 c	24 b	24 b	ns	
	10–15	5 c	9 b	14 b	$\hat{y} = 4,852 + 0,2160 x$	0,80*
	15–20	1 c	3 b	3 c	ns	
	CV (%)	29,36	44,20	18,49		
Pi <sub>hid05</sub> (NaOH 0,5 mol L <sup>-1</sup> )	0–2,5	19 a	33 a	43 a	$\hat{y} = 20,027 + 0,5916 x$	0,67*
	2,5–5,0	13 b	20 b	25 b	$\hat{y} = 13,346 + 0,2944 x$	0,55*
	5,0–10	8 b	10 c	18 b	$\hat{y} = 7,091 + 0,2563 x$	0,78*
	10–15	4 c	4 c	13 c	$\hat{y} = 2,816 + 0,2116 x$	0,58*
	15–20	3 c	3 c	4 d	ns	
	CV (%)	25,95	40,66	14,84		
Po <sub>hid05</sub> (NaOH 0,5 mol L <sup>-1</sup> )	0–2,5	24 a	57 a	62 a	$\hat{y} = 28,268 + 0,9565 x$	0,75*
	2,5–5,0	14 b	28 b	28 b	ns	
	5,0–10	7 c	15 c	13 c	ns	
	10–15	5 c	6 c	6 c	ns	
	15–20	3 c	3 c	3 d	ns	
	CV (%)	29,90	24,69	18,43		

<sup>(1)</sup> Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $\alpha = 0,05$ ). ns: não-significativo a 5 % de erro. \*: significativo a 5 % de erro.

são baixos. Por outro lado, com a adição de DLS, houve grande aumento nos teores de P extraído por HCl, principalmente na camada de 0–2,5 cm do solo (Quadro 3). Isso pode ser explicado pela composição do DLS, pois, segundo Cassol et al. (2001), mais de 60 % do P contido nos dejetos é extraído com HCl, estando em formas inorgânicas ligadas ao Ca. Dessa maneira, o grande aumento dos teores de Pi<sub>HCL</sub>, principalmente na camada superficial do solo, provavelmente se deve ao acúmulo físico de DLS na camada superficial, já que a sua frequência de adição nesse experimento foi alta. Semelhantemente às formas de Pi mais lábeis, os teores de Pi<sub>HCL</sub> foram decrescentes com o aumento da profundidade do solo, e a adição de DLS provocou aumentos lineares nos teores, com exceção da profundidade de 15–20 cm (Quadro 3).

O P residual no solo, após as extrações sequenciais com resina trocadora de ânions, NaHCO<sub>3</sub> 0,5 mol L<sup>-1</sup>, NaOH 0,1 mol L<sup>-1</sup>, HCl 1,0 mol L<sup>-1</sup> e NaOH 0,5 mol L<sup>-1</sup>, é extraído por digestão do solo com H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado+ H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> + Mg Cl<sub>2</sub>. Os resultados dessa forma, denominada P<sub>residual</sub> (Quadro 3), indicam apenas um pequeno acúmulo desta forma com a adição de DLS e restrito à camada superficial do solo. Isso indica que o P<sub>residual</sub> é apenas uma forma recalcitrante de P de difícil acesso pelos extratores químicos seletivos, porém tem pouca influência no processo de adsorção de P ao solo quando da adição de fertilizantes fosfatados (Gatiboni et al., 2007).

A figura 1 mostra as formas preferenciais de acumulação de P em decorrência da aplicação de DLS quando foram somados os teores obtidos nas cinco profundidades estudadas. Pode-se observar que as

**Quadro 3. Teores de fósforo extraídos pelo HCl 1,0 mol L<sup>-1</sup> e H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> + H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> + MgCl<sub>2</sub> em diferentes profundidades de um solo submetido à aplicação de doses de dejetos líquidos de suínos**

Forma de fósforo	Profundidade	Dose de dejetos (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )			Regressão	R <sup>2</sup>
		0	20	40		
	cm	mg kg <sup>-1</sup>				
Pi <sub>HCl</sub> (HCl 1,0 mol L <sup>-1</sup> )	0–2,5	11 a <sup>(1)</sup>	454 a	831 a	$\hat{y} = 22,157 + 20,5003 x$	0,99*
	2,5–5,0	7 b	65 b	116 b	$\hat{y} = 8,656 + 2,7045 x$	0,98*
	5,0–10	6 b	18 c	39 c	$\hat{y} = 4,612 + 0,8155 x$	0,92*
	10–15	5 c	13 c	14 d	$\hat{y} = 6,711 + 0,2057 x$	0,72*
	15–20	3 d	4 c	5 d	ns	
	CV (%)		11,35	7,82	2,41	
Presidual (H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> + H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> + MgCl <sub>2</sub> )	0–2,5	75 a	96 a	95 a	$\hat{y} = 78,228 + 0,5188 x$	0,53*
	2,5–5,0	73 a	82 b	82 b	ns	
	5,0–10	69 a	72 c	71 b	ns	
	10–15	63 a	69 c	70 b	ns	
	15–20	62 a	68 c	68 b	ns	
	CV (%)		11,03	5,50	8,99	

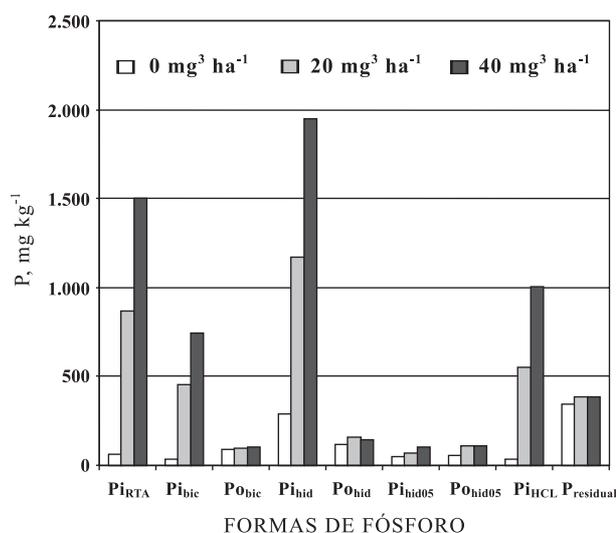
<sup>(1)</sup> Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $\alpha = 0,05$ ). ns: não-significativo a 5 % de erro. \*: significativo a 5 % de erro.

formas preferenciais de acumulação de P foram, em ordem decrescente de teores, Pi<sub>hid</sub>, Pi<sub>RTA</sub>, Pi<sub>HCl</sub> e Pi<sub>bic</sub>. Isso confirma os resultados de Tran & N'dayegamiye (1995), Rubaek & Sibbesen (1995), Sui et al. (1999) e Hooda et al. (2001), que encontraram aumentos mais pronunciados em formas inorgânicas de P quando da adição de adubos orgânicos ao solo, o que pode significar riscos de contaminação de fontes e mananciais.

No quadro 4 são apresentados os somatórios das formas de P inorgânicas (P geoquímico) e orgânicas (P biológico) detectadas pelo fracionamento, além do somatório total (P total) das formas de P detectadas pelo fracionamento de Hedley. Esses resultados confirmam que a acumulação de P pela adição de DLS se deu essencialmente no P geoquímico, não havendo aumento significativo no P biológico. Com isso, a adição de adubos orgânicos modificou a relação percentual entre Pi e Po. Na camada superficial do solo sem adição de dejetos, o percentual de Pi foi de 67,8 %, aumentando para 91,9 e 94,4 % nos tratamentos com adição de 20 e 40 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de DLS, respectivamente.

A quantidade de P total acumulada no solo com a adição de DLS foi muito grande, atingindo 2.700 mg kg<sup>-1</sup> na camada de 0–2,5 cm do tratamento com adição de 40 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de DLS (Quadro 4). Isso representa um aumento aproximado de oito vezes em relação ao tratamento testemunha. O aumento do P total do solo foi significativo desde a camada superficial até a profundidade de 10 a 15 cm. Se esses resultados

forem comparados com as capacidades máximas de adsorção de P (CMAP) determinadas pela equação de Langmuir (Figura 2), pode-se observar que a adsorção ocorrida foi superior às CMAP estimadas, que foram de 412, 734, 949, 1.450 e 1.101 mg kg<sup>-1</sup>, nas profundidades de 0–2,5, 2,5–5,0, 5,0–10, 10–15 e 15–20 cm, respectivamente (Figura 2), atestando o risco ambiental das doses de DLS aplicadas.

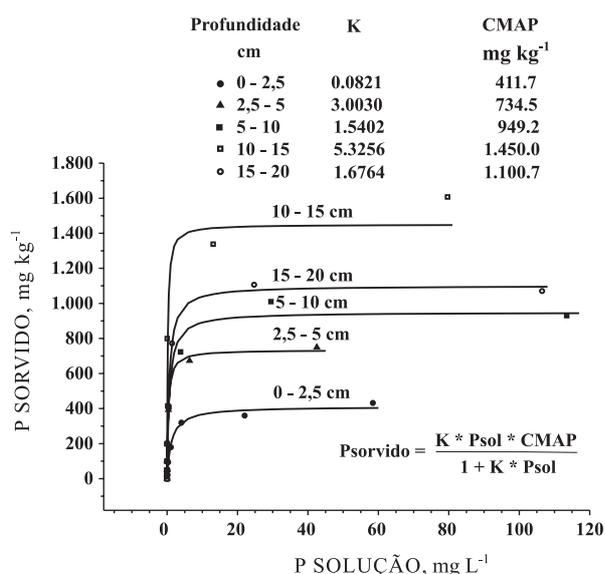


**Figura 1. Formas de acumulação de fósforo por efeito da adição de dejetos líquidos de suínos, considerando-se o somatório dos teores de fósforo das cinco profundidades analisadas.**

**Quadro 4. Teores de fósforo geoquímico ( $P_{i_{RTA}} + P_{i_{bic}} + P_{i_{hid}} + P_{i_{hid05}} + P_{i_{HCL}} + P_{residual}$ ), fósforo biológico ( $P_{o_{bic}} + P_{o_{hid}} + P_{o_{hid05}}$ ) e fósforo total (somatório de todas as frações) em diferentes profundidades de um solo submetido à aplicação de doses de dejetos líquidos de suínos**

Forma de fósforo	Profundidade	Dose de dejetos ( $m^3 ha^{-1}$ )			Regressão	$R^2$
		0	20	40		
	cm	mg $kg^{-1}$				
Fósforo geoquímico	0-2,5	236 a <sup>(1)</sup>	1671 a	2.548 a	$\hat{y} = 328,833 + 57,8125 x$	0,97*
	2,5-5,0	175 b	1004 b	1.624 b	$\hat{y} = 210,291 + 36,2187 x$	0,96*
	5,0-10	151 b	428 c	943 c	$\hat{y} = 111,250 + 19,8000 x$	0,96*
	10-15	131 c	249 c	402 d	$\hat{y} = 124,833 + 6,7875 x$	0,90*
	15-20	114 d	152 d	172 e	$\hat{y} = 116,958 + 1,4437 x$	0,74*
	CV (%)	6,69	16,50	5,70		
Fósforo biológico	0-2,5	112 a	148 a	151 a	ns	
	2,5-5,0	76 b	113 a	107 b	ns	
	5,0-10	37 c	54 b	52 c	ns	
	10-15	22 c	28 b	34 d	ns	
	15-20	13 c	18 b	15 e	ns	
	CV (%)	21,85	22,86	10,35		
Fósforo total	0-2,5	347 a	1819 a	2.700 a	$\hat{y} = 445,916 + 58,8125 x$	0,96*
	2,5-5,0	251 b	1118 b	1.730 b	$\hat{y} = 293,041 + 36,9937 x$	0,95*
	5,0-10	188 c	482 c	996 c	$\hat{y} = 151,583 + 20,1875 x$	0,97*
	10-15	153 c	276 d	436 d	$\hat{y} = 146,416 + 7,0875 x$	0,91*
	15-20	127 d	169 d	187 e	ns	
	CV (%)	9,51	15,80	5,43		

<sup>(1)</sup> Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $\alpha = 0,05$ ). ns: não-significativo a 5 % de erro. \*: significativo a 5 % de erro.



**Figura 2. Fósforo sorvido em diferentes profundidades de um Alissolo Crômico órtico típico sem aplicação de dejetos líquidos de suíno e ajuste matemático pelo modelo de Langmuir.**

Aparentemente, mesmo após a adição acumulada de  $1.120 m^3$  de DLS em quatro anos, o solo ainda tem capacidade de suporte para a adição de DLS, já que as camadas de solo abaixo de 2,5 cm parecem não estar ainda saturadas como a camada superficial do solo. Contudo, há que se ressaltar que a transferência de P para os ambientes aquáticos é iniciada muito antes da saturação do solo com P. Exemplo disso é o trabalho de Basso et al. (2005) num Argissolo Vermelho semelhante ao deste experimento, que encontraram valores de P disponível na água percolada de até aproximadamente  $0,3 mg L^{-1}$  com uma única aplicação de  $40 m^3 ha^{-1}$ . Ainda, no mesmo experimento, Ceretta et al. (2005) determinaram o teor de P na água perdida por escoamento superficial e detectaram teores de até  $14 mg L^{-1}$  após a primeira precipitação pluvial, havendo altos teores de P na água escoada até 60 dias após a aplicação do DLS. Para avaliar a intensidade dos dados observados por Basso et al. (2005) e Ceretta et al. (2005), cabe ressaltar que a legislação brasileira prevê um valor máximo de  $0,025 mg L^{-1}$  de P total na água para que não haja riscos de eutrofização (Brasil, 1986).

Podem-se interpretar os resultados deste experimento conforme recomenda a CQFSRS/SC (2004). Quando

os teores de P disponível atingem a classe “muito alto”, os riscos de contaminação ambiental são elevados. A classe “muito alto” de P extraído por resina trocadora de ânions é definida para teores acima de 40 mg kg<sup>-1</sup>. Neste experimento, os teores de P extraídos com resina foram de 595, 499, 291, 101 e 13 mg kg<sup>-1</sup>, para as profundidades de 0–2,5, 2,5–5,0, 5,0–10, 10–15 e 15–20 cm, respectivamente (Quadro 1). Dessa maneira, as camadas de solo até 15 cm de profundidade podem ser fontes poluentes para o ambiente.

## CONCLUSÕES

1. A adição de dejetos líquidos de suínos ao solo provocou o acúmulo de P nas frações inorgânicas lábeis extraídas por resina trocadora de ânions e NaHCO<sub>3</sub> 0,5 mol L<sup>-1</sup>.

2. A adição de dejetos ao solo provocou o acúmulo de P nas frações inorgânicas de labilidade intermediária extraídas por NaOH 0,1 mol L<sup>-1</sup> e NaOH 0,5 mol L<sup>-1</sup>, sendo a primeira a principal forma de acumulação de P.

3. A fração de P pouco lábil extraída com HCl 1,0 mol L<sup>-1</sup> foi uma forma de acumulação no solo quando da adição de dejetos, enquanto a fração de P residual não sofreu alterações.

4. As formas orgânicas de P extraídas com NaHCO<sub>3</sub> 0,5 mol L<sup>-1</sup>, NaOH 0,1 mol L<sup>-1</sup> e NaOH 0,5 mol L<sup>-1</sup> não foram modificadas pela adição de dejetos líquidos de suínos.

## LITERATURA CITADA

- BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; POLETTI, N. & GIROTTI, E. Dejetos líquidos de suínos: II-Perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. *Ci. Rural*, 35:1305-1312, 2005.
- BECK, M.A. & SANCHES, P.A. Soil phosphorus fraction dynamics during 18 years of cultivation on a Typic Paleudult. *Soil Sci.*, 34:1424-1431, 1994.
- BRASIL. Ministério do Desenvolvimento e Meio Ambiente. Resolução do CONAMA nº 20 de 10 de julho de 1986. Brasília, 1986. 96p.
- BROOKES, P.C. & POWLSON, D.S. Preventing phosphorus losses during perchloric acid digestion of sodium bicarbonate soil extracts. *J. Sci. Food Agric.*, 32:671-674, 1981.
- CASSOL, P.C.; GIANELLO, C. & COSTA, V.E.U. Frações de fósforo em estrumes e sua eficiência como adubo fosfatado. *R. Bras. Ci. Solo*, 25:635-644, 2001.
- CERETTA, C.A.; BASSO, C.J.; VIEIRA, F.C.B.; HERBES, M.G.; MOREIRA, I.C.L. & BERWANGER, A.L. Dejetos líquidos de suínos: I-Perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, sob plantio direto. *Ci. Rural*, 35:1296-1304, 2005.
- CERETTA, C.A.; DURIGON, R.; BASSO, C.J.; BARCELLOS, L.A.R. & VIEIRA, F.C.B. Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. *Pesq. Agropec. Bras.*, 38:729-735, 2003.
- CHEN, C.R.; CONDRON, L.M.; DAVIS, M.R. & SHERLOCK, R.R. Phosphorus dynamics in the rhizosphere of perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.) and radiata pine (*Pinus radiata* D. Don.). *Soil Biol. Biochem.*, 34:487-499, 2002.
- COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO – CQFSRS/SC. Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. 10.ed. Porto Alegre, 2004. 400p.
- CONDRON, L.M.; GOH, K.M. & NEWMAN, R.H. Nature and distribution of soil phosphorus as revealed by a sequential extraction method followed by <sup>31</sup>P nuclear magnetic resonance analysis. *J. Soil Sci.*, 36:199-207, 1985.
- CORRELL, D.L. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *J. Environ. Qual.*, 27:261-266, 1998.
- CROSS, A.F. & SCHLESINGER, W.H. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. *Geoderma*, 64:197-214, 1995.
- DAROUB, S.H.; PIERCE, F.J. & ELLIS, B.G. Phosphorus fractions and fate of phosphorus-33 in soils under plowing and no-tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64:170-176, 2000.
- DICK, W.A. & TABATABAI, M.A. Determination of orthophosphate in aqueous solutions containing labile organic and inorganic phosphorus compounds. *J. Environ. Qual.*, 6:82-85, 1977.
- DURIGON, R. Esterco líquido de suínos em pastagem natural e características químicas de solo. Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria, 2000. 46p. (Tese de Mestrado)
- EGHBALL, B.; BINFORD, G.D. & BALTENSPERGER, D.D. Phosphorus movement and adsorption in a soil receiving long-term manure and fertilizer application. *J. Environ. Qual.* 25:1339-1343, 1996.
- FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE DE SANTA CATARINA - FATMA. Instrução normativa para licenciamento ambiental. FATMA: Instrução normativa nº 11, de 13/12/2004. Disponível em: <<http://www.fatma.sc.gov.br>>. Acesso em: 15 jan. de 2007
- FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIS ROESSLER-RS – FEPAM. Critérios técnicos para o licenciamento ambiental de novos empreendimentos destinados à suinocultura. FEPAM: Norma técnica, de 06/04/2004. Disponível em: <<http://www.fepam.rs.gov.br>>. Acesso em: 15 jan. de 2007.
- GATIBONI, L.C. Disponibilidade de formas de fósforo do solo às plantas. Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria, 2003. 231p. (Tese de Doutorado)
- GATIBONI, L.C.; RHEINHEIMER, D.S.; KAMINSKI, J. & FLORES, J.P.C. Biodisponibilidade de formas de fósforo acumuladas em solo sob sistema plantio direto. *R. Bras. Ci. Solo*, 31:691-699, 2007.

- GESSEL, P.D.; HANSEN, N.C.; MONCRIEF, J.F. & SCHMITT, M.A. Rate of fall-applied liquid swine manure: Effects on runoff transport of sediment and phosphorus. *J. Environ. Qual.* 33:1839-1844, 2004.
- HEDLEY, M.J.; STEWART, J.W.B. & CHAUHAN, B.S. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 46:970-976, 1982.
- HOODA, P.S.; TRUESDALE, V.W.; EDWARDS, A.C.; WITHERS, P.J.A.; AITKEN, M.N.; MILLER, A. & RENDELL, A.R. Manuring and fertilization effects on phosphorus accumulation in soils and potential environmental implications. *Adv. Environ. Res.*, 5:13-21, 2001.
- JONGBLOED, A.W.; POUSEN, H.D.; DOURMAD, J.Y. & van der PEET-SCHWERING, C.M.C. Environmental and legislative aspects of pig production in the Netherlands, France and Denmark. *Livestock Produc. Sci.*, 58:243-249, 1999.
- LINQUIST, B.A.; SINGLETON, P.W. & CASSMAN, K.G. Inorganic and organic phosphorus dynamics during a build-up decline of available phosphorus in a ultisol. *Soil Sci.*, 162:254-264, 1997.
- MURPHY, J. & RILEY, J.P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta*, 27:31-36, 1962.
- NOVAIS, R.F. & SMYTH, T.J. Fósforo em solo e planta em condições tropicais. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 1999. 399p.
- OTABBONG, E.; PERSSON, J.; IAKIMENKO, O. & SADOVNIKOVA, L. The Ultuna long-term soil organic matter experiment. *Plant Soil*, 195:17-93, 1997.
- RHEINHEIMER, D.S. Dinâmica do fósforo em sistemas de manejo de solos. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2000. 210p. (Tese de Doutorado)
- RUBAEK, G.H. & SIBBESEN, E. Soil phosphorus dynamics in a long-term field experiment at Askov. *Biol.Fertil. Soils*, 20:86-92, 1995.
- SHARPLEY, A.N. & MENZEL, R.G. The impact of soil and fertilizer phosphorus on the environment. *Adv. Agron.*, 41:297-324, 1987.
- SUI, Y.; THOMPSON, M.L. & SHANG, C. Fractionation of phosphorus in a Mollisol amended with biosolids. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 63:1174-1180, 1999.
- TRAN, T.S. & N'DAYEGAMIYE, A. Long-term effects of fertilizers and manure application on the forms and availability of soil phosphorus. *Can. J. Soil Sci.*, 75:281-285, 1995.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. Methods of chemical analysis for water and wastes. Cincinnati, 1971. 312p.