

SEÇÃO II - QUÍMICA E MINERALOGIA DO SOLO

MOBILIDADE DE P, Cu E Zn EM COLUNAS DE SOLO SOB SISTEMA DE SEMEADURA DIRETA SUBMETIDO ÀS ADUBAÇÕES MINERAL E ORGÂNICA⁽¹⁾

Oromar João Bertol⁽²⁾, Emerson Fey⁽³⁾, Nerilde Favaretto⁽⁴⁾, Osmir
José Lavoranti⁽⁵⁾ & Nivaldo Eduardo Rizzi⁽⁶⁾

RESUMO

A retenção, no perfil do solo, de elementos minerais aplicados em sua superfície é fundamental para a manutenção da qualidade da água. Nesse sentido, o objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito da aplicação de dejetos líquidos de suíno e adubo mineral na lixiviação do P, Cu e Zn em colunas indeformadas de solo (25 cm de altura e 20,3 cm de diâmetro) retiradas de uma área de Latossolo Vermelho eutroférico típico sob semeadura direta. A água foi aplicada nas colunas de forma ininterrupta, na quantidade correspondente a três volumes da porosidade total do solo (10.020 cm³), sendo a coleta e análise dos elementos subdivididas em cinco frações. Cada volume de poros (3.340 cm³) corresponde a um turno de água percolada, e o primeiro volume foi fracionado em três coletas. A concentração dos elementos no solo foi determinada nas camadas de 0 a 2,5, 2,5 a 10 e 10 a 20 cm. A retenção de P, Cu, e Zn no solo, em relação ao aplicado via dejetos líquidos de suíno, foi de 99,6, 98,8 e 100 %, respectivamente. Para o P aplicado via adubo mineral, a retenção foi de 89,7 %. Independentemente do tipo de adubo, as concentrações de P, Cu e Zn no solo foram maiores na camada de 0 a 2,5 cm. Esses resultados indicam o baixo potencial de lixiviação desses elementos, o que sugere ser importante o uso de práticas de manejo e conservação do solo e da água que proporcionem a contenção e a infiltração do escoamento superficial.

Termos de indexação: qualidade da água, erosão hídrica, lixiviação, dejetos líquidos de suíno, nutrientes, metais pesados.

⁽¹⁾ Parte da Tese de Doutorado do primeiro autor apresentada ao Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná – UFPR. Recebido para publicação em agosto de 2009 e aprovado em setembro de 2010.

⁽²⁾ Eng.-Agrônomo, Dr., Áreas de Meio Ambiente e Geoprocessamento, EMATER. Rua da Bandeira 500, CEP 80035-270 Curitiba (PR). E-mail: oromar@emater.pr.gov.br

⁽³⁾ Professor do Centro de Ciências Agrícolas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE. Rua Pernambuco 1777, CEP 85960-000 Marechal Cândido Rondon (PR). E-mail: efey@unioeste.br

⁽⁴⁾ Professora do Departamento de Solos e Engenharia Agrícola, Universidade Federal do Paraná – UFPR. Rua dos Funcionários 1540, CEP 80035-050 Curitiba (PR). E-mail: nfavaretto@ufpr.br

⁽⁵⁾ Estatístico, Dr., EMBRAPA-CNPq. Estrada da Ribeira, km 111, CEP 83411-000 Colombo (PR). E-mail: osmir@cnpq.embrapa.br

⁽⁶⁾ Professor do Curso de Engenharia Florestal, UFPR. E-mail: niva@ufpr.br

SUMMARY: MOBILITY OF P, Cu AND Zn IN SOIL COLUMNS UNDER NO-TILL AND ORGANIC AND MINERAL FERTILIZATION

The retention of mineral elements applied to the soil surface is crucial to maintain water quality. The objective of this study was to evaluate the effect of liquid swine manure and mineral fertilizer on leaching of P, Cu and Zn through undisturbed soil columns (height 25 cm, diameter 20.3 cm) of an Oxisol under no tillage. A water volume (10.020 cm³) corresponding to three times soil total pore volume (3,340 cm³) was continuously applied to the columns, and the sampling and analysis of the elements subdivided into five fractions. The first soil pore volume (3,340 cm³) was split into three equal portions of 1,113 cm³, and at the last two the volume of 3,340 cm³ was applied at once to the soil columns. The soil mineral elements level was determined in the layers 0–2.5, 2.5–10 and 10–20 cm. In relation to the applied liquid swine manure, 99.6, 98.8 and 100 % of P, Cu, and Zn was retained, respectively. Phosphorus retention of the applied mineral fertilizer was 89.7 %. Regardless of the fertilizer type, the soil P, Cu and Zn levels were highest in the 0–2.5 cm layer. These results indicate the low leaching potential of these elements and the importance of soil and water conservation practices to ensure runoff retention and infiltration.

Index terms: water quality; soil erosion; leaching; liquid swine manure; nutrients; heavy metals.

INTRODUÇÃO

A região Sul do Brasil é a maior produtora de dejetos líquido de suínos (Shigaki et al., 2006), cujo resíduo, no Estado do Paraná, tem sido distribuído, principalmente, em solos agrícolas sob sistema de plantio direto. O uso desses dejetos na agricultura representa uma fonte de nutrientes e matéria orgânica. Além da adição de N, P e K, os dejetos de suínos são também fonte de Cu e Zn. Estes micronutrientes são frequentemente adicionados na dieta animal e, como a taxa de absorção é muito baixa, excretados nas fezes e urina (Berenguer et al., 2008). Agronomicamente, todos eles são elementos essenciais ao crescimento e desenvolvimento de plantas, mas, se usados excessivamente, apresentam grande potencial de poluição do solo e das águas, causando danos ao meio ambiente, à saúde humana e animal, bem como à produção vegetal. O P é o principal elemento associado ao problema de eutrofização (Heatwaite et al., 2000; Simard et al., 2000; Sharpley et al., 2001). Já os elementos N, Cu e Zn estão relacionados sobretudo a problemas de saúde humana e animal (Smith et al., 1990; Owens, 1994; Sargentelli et al., 1996; Robertson, 2005).

De acordo com as melhores práticas de uso e manejo do solo, recomenda-se favorecer a infiltração da água em áreas agrícolas, o que permite ao solo desempenhar sua função de filtro (Larson & Pierce, 1994) e, conseqüentemente, reduzir o potencial de poluição das águas via escoamento superficial. No entanto, é fundamental estudar a capacidade de retenção dos elementos na matriz do solo (Jury et al., 1991), a fim de evitar problemas de contaminação das águas subterrâneas (Parry, 1998; Hooda et al., 2000).

Entre as várias estratégias para melhorar a qualidade da água, sistemas de terraceamento têm se

apresentado como uma alternativa tecnicamente viável. Os terraços diminuem a velocidade do escoamento superficial e permitem que a água acumule no canal, aumentando sua infiltração (Bertoni & Lombardi Neto, 1990; Paraná, 1994; Griebeler et al., 2005) e possibilitando, assim, a retenção dos poluentes no perfil do solo em vez de serem lançados diretamente nas águas superficiais.

Perdas de P ocorrem preferencialmente via superfície (Hooda et al., 2000; Shigaki et al., 2006; Sharpley & Halvorson, 1994) devido à adsorção específica com os minerais da fração argila, principalmente óxidos de Fe e Al (Sparks, 1995). Essa característica, portanto, confere ao P baixo potencial de lixiviação (Hooda et al., 2000; Piovesan et al., 2009). No entanto, o potencial de perda de P via subsuperfície será maior em solos arenosos com elevada aplicação de P via adubo mineral ou orgânico (Sharpley & Halvorson, 1994; Hooda et al., 2000; Shigaki et al., 2006) bem como em sistemas de manejo com menor revolvimento do solo, devido ao fluxo preferencial em canais formados sobretudo por raízes e minhocas (Hooda et al., 2000; Simard et al., 2000).

Os adubos apresentam comportamentos distintos quanto à solubilização de seus constituintes, o que diretamente influencia o processo de transporte do solo para o sistema aquático. Adubos minerais, com elevada solubilidade em água, favorecem as perdas de nutrientes solúveis em curto prazo (McDowell & Sharpley, 2001), enquanto adubos orgânicos, por dependerem da mineralização da fração orgânica, tornam-se uma fonte de nutrientes de longo prazo (Shigaki et al., 2006; Peles, 2007; Berenguer et al., 2008; Takalson & Leytem, 2009).

Metais pesados como o Cu e o Zn, devido à baixa mobilidade no perfil do solo, tendem a acumular-se na camada superficial (Gomes et al., 2001; Parham

et al., 2002; Conte et al., 2003), portanto, de maneira geral, apresentam baixo potencial de lixiviação; contudo, aplicações excessivas de dejetos podem ocasionar perdas em subsuperfície (Sistani et al., 2008).

A baixa mobilidade do P, do Cu e do Zn acentua-se com o aumento do teor de argila (Sims et al., 1998) e com o avanço do intemperismo do solo (Conte et al., 2003; Gomes et al., 2001). Solos altamente intemperizados, como os Latossolos, possuem a fração argila dominada pela caulinita e por óxidos de Fe e Al. Além da capacidade de troca iônica, esses minerais da fração argila conferem ao solo a capacidade de adsorção iônica. Solos com elevado intemperismo geralmente apresentam grande profundidade, o que também contribui na capacidade de reter elementos minerais (Fontes et al., 2001). Essas características, aliadas a um alto grau de deficiência de elementos minerais nas camadas mais profundas (Simard et al., 2000), dão a esses solos grande poder de filtrar o escoamento superficial que venha a percolar.

O objetivo deste trabalho foi avaliar a capacidade de retenção de P, Cu, e Zn aplicados via adubação mineral e dejetos líquidos de suíno em colunas indeformadas de um Latossolo coletadas em áreas agrícolas sob semeadura direta. Com essas informações, espera-se contribuir na fundamentação para adoção de práticas que favorecem a infiltração de água no solo, entre elas o terraceamento sob semeadura direta, e, conseqüentemente, na redução da poluição difusa ocasionada pela erosão hídrica.

MATERIAL E MÉTODOS

Colunas indeformadas de solo, com 20 cm de altura e 20,3 cm de diâmetro, foram coletadas em novembro de 2003, no município de Marechal Cândido Rondon – PR (coordenadas UTM 194.290 e 7.283.460, fuso -22), em lavoura manejada sob sistema de semeadura direta e com terraços implantados em nível. A coleta foi realizada em uma faixa de terra entre dois terraços (área experimental), situada no terço médio de uma encosta. Segundo a classificação de Köppen, o clima

da região é do tipo Cfa, subtropical úmido, sem estação seca (Brasil, 1982). O solo é um Latossolo Vermelho eutroférico típico (Rhodic Hapludox), textura muito argilosa, com os seguintes atributos físicos determinados em quatro repetições na camada de 0 a 20 cm: 1,29 kg dm⁻³ de densidade do solo, pelo método do anel; 2,74 kg dm⁻³ de densidade de partícula, pelo método do balão volumétrico; 0,410 dm³ dm⁻³ de microporos, pela mesa de tensão; 0,106 dm³ dm⁻³ de macroporos, por diferença entre porosidade total e microporosidade; e 0,516 dm³ dm⁻³ de porosidade total, pela densidade de solo e densidade de partícula (Embrapa, 1997). Amostras de solo em duas profundidades (0 a 2,5 e 2,5 a 20 cm), em oito repetições, foram coletadas em pontos adjacentes aos locais de coleta das colunas de solo e caracterizadas quanto a granulometria, pelo método do densímetro (Embrapa, 1997); C orgânico, por colorimetria; P e K, por Mehlich; Ca, Mg e Al, extraídos com KCl 1 mol L⁻¹; pH CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹, de acordo com Pavan et al. (1992); óxido de Fe cristalino (Fe₂O₃), extrações com DCB e leitura por absorção atômica (Mehra & Jackson, 1960); e caulinita, por termogravimetria, conforme Melo et al. (2001) (Quadro 1).

A coleta das colunas foi realizada introduzindo-se tubos de PVC, com 25 cm de altura, 20,3 cm de diâmetro interno e 9 mm de espessura de parede, verticalmente no solo, com o auxílio do sistema hidráulico de uma retroescavadeira. O controle da profundidade foi exercido por meio da colocação de uma marca na parede interna dos tubos, aos 20 cm de altura. A extremidade do tubo a ser introduzida no solo foi afiada pelo lado externo, e as paredes interna e externa do tubo foram lubrificadas com vaselina. Esses procedimentos tiveram a finalidade de facilitar a coleta e evitar um eventual atrito do solo com a parede interna do tubo, o que poderia ocasionar distúrbio da estrutura e, por conseqüência, alterar a porosidade da coluna indeformada. Ainda como medida para evitar a deformação das colunas, os tubos foram retirados do solo manualmente, com o auxílio da retroescavadeira. As colunas tinham uma massa média de solo de 8,6 kg, considerando suas dimensões (20 cm de altura e 20,3 cm de diâmetro), porosidade total (0,516 dm³ dm⁻³) e densidade de partícula (2,74 kg dm⁻³).

Quadro 1. Teores de areia grossa (Ag), areia fina (Af), silte (S), argila (A), carbono orgânico (Co), fósforo, potássio, cálcio, magnésio, alumínio, pH, caulinita (Ct) e Fe₂O₃, nas camadas de solo de 0 a 2,5 e de 2,5 a 20 cm da área experimental

Camada	Característica												
	Ag	Af	S	A	Co	P	K	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	pH	Ct	Fe ₂ O ₃
cm	g kg ⁻¹				mg kg ⁻¹		mmol _c kg ⁻¹				%		
0–2,5	39,1	58,8	219,2	682,9	21,4	65,3	8,15	68,3	36,8	0,0	6,25	68,1	21,0
2,5–20	37,8	43,1	184,4	734,7	11,9	52,5	2,75	41,5	20,5	0,0	5,33	58,3	21,6

Após a coleta, as colunas de solo foram armazenadas em laboratório durante 54 dias para perda de umidade e conseqüente contração do solo, com o propósito de criar um espaço entre a parede interna do tubo de PVC e a coluna de solo, o que possibilitou vedar esse espaço com silicone, impedindo que a água de percolação formasse um fluxo preferencial através da parede do tubo.

As etapas que antecederam o processo de percolação foram: vedação, com silicone, do espaço entre a coluna de solo e a parede do tubo de PVC; colocação de uma camada de 0,5 cm de sílica com granulometria de 0,2 cm, em pratos plásticos rígidos com 3,5 cm de altura; perfuração da parte central dos pratos para fixar uma mangueira com 1 cm de diâmetro, a fim de drenar o lixiviado; posicionamento dos pratos em uma bancada; colocação das colunas sobre os pratos; nivelamento das colunas; umedecimento do solo por meio da obstrução dos drenos com silicone e manutenção de uma lâmina de água de 30 mm durante 12 h. Este procedimento teve uma repetição.

Foram aplicados os seguintes tratamentos em quatro repetições: adubo mineral com P solúvel ($\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$), na quantidade de 0,25 g/coluna de P, equivalente a 78,6 kg ha⁻¹ de P (tratamento AM); adubo orgânico com dejetos líquidos de suíno, na quantidade de 485 mL/coluna, equivalente a 150 m³ ha⁻¹ e a 480 kg ha⁻¹ de P, 30 kg ha⁻¹ de Cu e 15 kg ha⁻¹ de Zn (tratamento AO); e sem adubo ou testemunha (tratamento T).

As quantidades dos adubos utilizados foram três vezes superiores à média das quantidades colocadas nas lavouras pelos agricultores, com o objetivo de simular uma alta carga de elementos minerais em solução e, conseqüentemente, um potencial máximo de contaminação. A quantidade de P aplicado pelos produtores é diferente entre as formas de adubação mineral e orgânica; portanto, isso também foi reproduzido no experimento de lixiviação.

No momento da coleta do dejetos suíno foram retiradas quatro amostras do material para determinar as concentrações de P, Cu, Zn e matéria seca (Brasil, 1982), cujas análises apresentaram, respectivamente, os teores de 3,2, 0,2, 0,1 e 63,3 g L⁻¹. Como a quantidade de dejetos líquidos de suíno colocada em cada coluna de solo foi de 485 mL e apresentava baixos teores de matéria seca, o adubo mineral utilizado foi dissolvido em um volume de água deionizada, para que em cada coluna fosse aplicada uma solução de 460 mL – volume esse também aplicado no tratamento sem adubo, na forma de água deionizada. Esse procedimento foi executado de forma lenta, para que o solo absorvesse todo o volume da solução aplicada, e teve o objetivo de igualar a condição inicial de umidade de solo em cada coluna.

Imediatamente após a adição do dejetos e do adubo mineral, foi iniciado o processo de percolação da água, aplicada por gotejamento, por meio de kits de soro hospitalar. Para melhor distribuição da água, em

cada coluna foi colocado um feltro na superfície do solo e utilizaram-se três kits. A fim de evitar a formação de lâmina superficial de água, esta foi aplicada com uma vazão em torno de 2,2 mL min⁻¹ por coluna.

A quantidade de água aplicada no processo de percolação correspondeu a três volumes de poros (10.020 cm³), obtidos a partir da porosidade total do solo (51,6 %) e das dimensões da coluna (20,3 cm de diâmetro e 20 cm de altura). A água foi aplicada de forma ininterrupta, porém a coleta foi fracionada em cinco. Cada volume de poros (3.340 cm³) foi considerado um turno de água percolada, e o primeiro foi subdividido em três frações. Esse procedimento foi adotado por se considerar que o efeito na retenção dos elementos minerais pela matriz do solo seria mais acentuado no primeiro volume de poros. Assim, o primeiro turno, com três frações (T1A, T1B e T1C), teve 1.113 mL de água percolada em cada fração, e os dois últimos turnos (T2 e T3) tiveram volume de água percolada de 3.340 mL cada. A água percolada foi coletada em um reservatório conectado ao dreno da coluna. De cada amostra foi coletada uma subamostra de 200 mL, filtrada em filtro de 0,45 mm e congelada para posterior determinação da concentração de P, Cu e Zn solúvel.

O teor de P solúvel reativo foi determinado por colorimetria sob comprimento de onda de 882 nm, por meio do método do ácido ascórbico (Murphy & Riley, 1962), e os teores de Cu e Zn solúveis foram determinados por espectrofotometria de absorção atômica (Perkin-Elmer, 1973).

Concluída a percolação da água, as colunas foram deixadas em repouso para eliminar a água residente na porosidade do solo. Após esse procedimento, as colunas de solo foram seccionadas em três camadas: 0 a 2,5 cm, 2,5 a 10 cm e 10 a 20 cm, para determinar os teores de P, Cu, Zn e de C orgânico (Pavan et al., 1992).

Na análise estatística foram utilizados dois esquemas fatoriais, a saber:

Fatorial 1 (esquema 3 x 5 com quatro repetições), sendo os tratamentos constituídos por três adubações – adubo orgânico (AO), adubo mineral (AM) e testemunha (T) – e cinco turnos: T1A, T1B, T1C, T2 e T3. As comparações múltiplas foram realizadas por contrastes ortogonais do teste F, previamente estabelecidos: contraste 1 - T vs AO, AM; contraste 2 - AO vs AM, para os efeitos de tratamentos; contraste 3 - T1A, T1B e T1C vs T2 e T3; contraste 4 - T1A vs T1B e T1C; contraste 5 - T1B vs T1C; e contraste 6 - T2 vs T3 para os efeitos de turnos.

Fatorial 2 (esquema 3 x 3 com quatro repetições), sendo os tratamentos constituídos por três adubações – adubo orgânico (AO), adubo mineral (AM) e testemunha (T) – e três camadas de solo: de 0 a 2,5 cm, de 2,5 a 10 cm e de 10 a 20 cm. As comparações

múltiplas foram realizadas por contrastes ortogonais do teste F, previamente estabelecidos: contraste 1- T vs AO, AM; contraste 2- AO vs AM, para os efeitos de tratamentos; contraste 3- 0 a 2,5, 2,5 a 10 vs 10 a 20; e contraste 4- 0 a 2,5 vs 2,5 a 10 para os efeitos de camadas de solo.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A maior concentração de P solúvel reativo (PSR) na água percolada foi observada no tratamento com aplicação de P via adubo mineral (Quadro 2). Os resultados adquirem maior expressão se considerada a quantidade de P total aplicada no tratamento com dejetos líquido de suíno (1,55 g/coluna de P), a qual foi em torno de seis vezes superior à quantidade de P aplicada no tratamento com adubo mineral (0,25 g/coluna de P).

A menor lixiviação do PSR, apesar da maior adição de P total, no tratamento com dejetos de suíno possivelmente deve-se ao fato de que a maior porção do P proveniente do dejetos encontrava-se na forma orgânica particulada, estando disponível para transporte via lixiviação apenas a forma solúvel, a qual representa uma pequena fração. Estudos mostram que até 90 % do P total, em dejetos líquido de suíno, pode estar na forma insolúvel, ou seja, P particulado na fração orgânica do dejetos (Shigaki et al., 2006; Peles, 2007; Takalson & Leytem, 2009).

A comparação entre turnos mostra que os tratamentos com dejetos e adubo mineral tiveram comportamento inverso. Enquanto no tratamento com adubo mineral a concentração de PSR na água percolada diminuiu na sequência dos turnos, no tratamento com dejetos houve aumento. Os resultados

indicam ainda efeito mais prolongado na lixiviação de PSR nos tratamentos com dejetos e testemunha (solo natural), permitindo inferir que, nestes tratamentos, a concentração de PSR poderia continuar crescendo, caso prosseguissem os turnos de percolação de água. Esse comportamento provavelmente decorreu do fato de que no tratamento com adubo mineral todo o P estava na forma solúvel, favorável a uma lixiviação mais rápida. Já nos tratamentos com dejetos de suíno e testemunha, grande parte do P encontrava-se particulado nas frações orgânicas do dejetos e da resteva, sendo lentamente solubilizado e lixiviado no decorrer do avanço dos turnos.

A menor lixiviação de PSR no tratamento com dejetos, em relação ao tratamento com adubo mineral, é claramente evidenciada pela análise das percentagens de perda desse nutriente em cada turno e no total dos turnos, em relação ao aplicado (Quadro 3). Observa-se que a percentagem de PSR perdida em ambos os tratamentos foi muito baixa, sendo substancialmente menor no tratamento com dejetos (0,4 %) em relação ao tratamento com adubo mineral (10,3 %). Piovesan et al. (2009), ao avaliarem a lixiviação de PSR de dejetos líquido de bovino em colunas indeformadas de solo argiloso, constataram perdas em torno de 1 % em relação ao aplicado. Observa-se ainda que no tratamento com adubo mineral, embora no turno T1A tenha percolado um volume de água correspondente a apenas um terço do volume de poros do solo, o percentual de PSR lixiviado foi superior aos turnos T2 e T3, que representam um volume de poros para cada turno. Isso demonstra que o adubo mineral proporcionou lixiviação mais rápida do PSR do que o adubo orgânico. Resultados semelhantes foram obtidos por Favaretto (2002), Parham et al. (2002); Andraski & Bundy (2003); Takalson & Leytem (2009) e Piovesan et al. (2009).

Quadro 2. Média, erro-padrão da média e contrastes ortogonais da concentração do P solúvel reativo (PSR) na água de percolação aplicada em turnos (T_{1A}, T_{1B}, T_{1C}, T₂, T₃), nos tratamentos adubo orgânico (AO), adubo mineral (AM) e testemunha (T)

Turno	Tratamento			Contraste	
	AO	AM	T	T vs AO, AM	AO vs AM
	mg L ⁻¹ de PSR			Pr > F	
T _{1A} (1.113 mL)	0,17 ± 0,02	6,44 ± 0,53	0,11 ± 0,02	0,017	0,001
T _{1B} (1.113 mL)	0,31 ± 0,05	2,90 ± 0,92	0,12 ± 0,04	0,049	0,007
T _{1C} (1.113 mL)	0,15 ± 0,04	2,73 ± 0,87	0,17 ± 0,04	0,070	0,006
T ₂ (3.340 mL)	0,50 ± 0,13	1,98 ± 0,50	0,36 ± 0,15	0,045	0,008
T ₃ (3.340 mL)	1,07 ± 0,15	1,82 ± 0,30	0,46 ± 0,12	0,004	0,032
Contraste	Pr > F				
T _{1A} , T _{1B} , T _{1C} vs T ₂ , T ₃	< 0,0001	0,024	0,005		
T _{1A} vs T _{1B} , T _{1C}	0,183	0,016	0,967		
T _{1B} vs T _{1C}	0,236	0,894	0,681		
T ₂ vs T ₃	0,0006	0,900	0,442		

Pr > F: p-valor da estatística F para contrastes ortogonais.

Quadro 3. Percentagem de P solúvel reativo (PSR) lixiviado nos turnos de água percolada T_{1A}, T_{1B}, T_{1C}, T₂ e T₃, em relação ao total de P aplicado nos tratamentos adubo mineral (AM = 0,25 g/coluna) e adubo orgânico (AO = 1,55 g/coluna)

Tratamento	Turno					Total
	T _{1A}	T _{1B}	T _{1C}	T ₂	T ₃	
	%					
AM	2,82	1,27	1,19	2,60	2,38	10,26
AO	0,01	0,02	0,01	0,11	0,23	0,38

As perdas de PSR foram pequenas em ambos os tratamentos e podem ser justificadas pela textura e pelo grau de intemperismo do solo, associado à alta reatividade do P com o solo. Solos com avançado intemperismo, especialmente aqueles originários de basalto, apresentam considerável proporção de argilas e óxidos com capacidade de troca aniônica e fixação de P (Eberhardt et al., 2008; Sims et al., 1998; Andraski & Bundy, 2003). Os dados do solo estudado (Quadro 1) mostram um pH em torno de 6 e uma mineralogia da fração argila dominada por caulinita e Fe₂O₃, os quais caracterizam-se por apresentar um ponto de carga zero a pH entre 3,5 e 4 para a primeira e a pH entre 8 e 9 para o segundo. Essa condição possibilita ao solo apresentar não somente CTC (capacidade de troca de cátions), mas também CTA (capacidade de troca de ânions). Portanto, a CTA do solo estudado associada aos elevados teores de argila, bem como à carência de P nos argilominerais das camadas inferiores do solo (Brock et al., 2007), possivelmente reduziram a lixiviação do PSR (Chardon et al., 1997; Ginting et al., 1998). Mesmo pequenas quantidades de minerais de argilas e, ou, óxidos de Fe podem reduzir grandemente a mobilidade do P no solo (Sims et al., 1998).

A lixiviação de Cu solúvel foi muita baixa (Quadro 4) mesmo no tratamento com dejetos, o qual recebeu esse elemento via fertilizante orgânico. O Cu é constituinte do dejetos líquido de suíno, por fazer parte da dieta alimentar dos animais; portanto, o monitoramento do teor desse elemento mineral, sobretudo no solo com aplicações sucessivas de dejetos, tem sido recomendado (Scherer et al., 1984).

Observando a quantidade total de Cu lixiviado, no somatório dos turnos de água percolada (1,20 mg), comparativamente ao que foi colocado desse elemento no solo por meio do dejetos líquido de suíno (97 mg), verifica-se que apenas 1,2 % lixiviou, mostrando que o solo foi capaz de reter a quase totalidade do Cu aplicado.

Com relação ao zinco, não se observou em nenhum tratamento a presença desse metal pesado na água percolada. Isso mostra que o Zn adicionado pelo dejetos de suíno ao solo foi totalmente retido pela matriz do solo, o que não ocorreu com o Cu. Possivelmente, isso se deveu à menor concentração de Zn no dejetos em relação ao Cu, fazendo com que a quantidade aplicada também fosse menor.

O resultado da lixiviação do Cu e do Zn pode ser explicado pela alta reatividade do Cu com os argilominerais do solo e pela presença de elevada CTC, conforme já argumentado em relação ao P, associado ao fato de que possivelmente grande parte do Cu e do Zn encontrava-se imobilizada nas frações orgânicas do dejetos de suíno e do solo nativo (Berenguer et al., 2008). Isso permite inferir que as possibilidades de mobilidade desses elementos minerais são maiores por superfície do que por lixiviação, o que justifica a recomendação do emprego de estratégias de manejo e conservação do solo e da água, especialmente em lavouras que recebem alta carga de dejetos suínos. Assim procedendo, evitam-se os riscos de contaminação dos recursos hídricos de superfície,

Quadro 4. Média, erro-padrão da média e contrastes ortogonais da concentração do Cu solúvel (CuS) na água de percolação aplicada em turnos (T_{1A}, T_{1B}, T_{1C}, T₂, T₃), nos tratamentos adubo orgânico (AO), adubo mineral (AM) e testemunha (T)

Turno	Tratamento			Contraste	
	AO	AM	T	T vs AO, AM	AO vs AM
	mg L ⁻¹ de CuS			Pr > F	
T _{1A} (1.113 mL)	0,01 ± 0	0	0	0,364	0,132
T _{1B} (1.113 mL)	0,02 ± 0	0	0,01 ± 0	0,479	0,0006
T _{1C} (1.113 mL)	0,03 ± 0	0,01 ± 0	0	0,061	0,046
T ₂ (3.340 mL)	0,03 ± 0	0	0	< 0,0001	< 0,0001
T ₃ (3.340 mL)	0,04 ± 0	0,02 ± 0	0	0,0002	0,006
Contraste		Pr > F			
T _{1A} , T _{1B} , T _{1C} vs T ₂ , T ₃	0,0003	0,204	0,048		
T _{1A} vs T _{1B} , T _{1C}	0,192	0,271	0,185		
T _{1B} vs T _{1C}	0,208	0,037	0,185		
T ₂ vs T ₃	0,520	0,001	1,000		

Pr > F: p-valor da estatística F para contrastes ortogonais.

constituindo-se em um benefício importante para a saúde humana e animal, já que a água é a principal causa do excesso de metais pesados por ingestão (Cintra, 2004).

O tipo de adubo influenciou o teor de P no solo, tendo a aplicação de dejetos proporcionado os maiores valores, sobretudo nas camadas superficiais do solo (Quadro 5). Esse resultado expressa o efeito combinado da quantidade de P lixiviada com a quantidade de P colocada nas colunas de solo, uma vez que a concentração de P na água percolada no tratamento com dejetos foi 30 vezes menor do que no tratamento com adubo mineral, enquanto a quantidade desse elemento colocado nas colunas de solo foi em torno de seis vezes maior no tratamento com dejetos do que naquele com adubo mineral.

As camadas superficiais do solo (0 a 2,5 e 2,5 a 10 cm) apresentaram teor de P expressivamente maior nos tratamentos com dejetos e adubo mineral (Quadro 5), o que pode ser explicado pela aplicação dos adubos na camada superficial e pela pequena mobilidade do P no perfil do solo (Conte et al., 2003). No entanto, o efeito de profundidade foi mais acentuado no tratamento com dejetos, uma vez que neste a concentração de P na primeira camada foi 6,4 e 84,4 vezes maior do que na segunda e terceira camadas, respectivamente, ao passo que no tratamento com adubo mineral o teor de P na mesma sequência de camadas foi de apenas 1,4 e 6,3 vezes. No caso do dejetos líquido de suíno, além dos efeitos da mineralogia sobre a lixiviação do P, conforme já argumentado, provavelmente contribuiu para os maiores teores a permanência da porção sólida do próprio dejetos na camada superficial do solo.

Os dados evidenciam que as quantidades de P aplicadas nas colunas de solo via adubo orgânico (1,55 g) e adubo mineral (0,25 g), acrescidas do que existia desse elemento no solo (Quadro 1), superaram a soma do P lixiviado (Quadro 2) com o P Mehlich do solo (Quadro 5) em 0,43 e 0,26 g, respectivamente. Os

resultados decorrem, possivelmente, da adsorção específica de parte do P adicionada ao solo, bem como do P orgânico do dejetos, os quais não foram extraídos via Mehlich.

A camada de solo de 0 a 2,5 cm, no tratamento com dejetos, apresentou concentrações de Cu e Zn significativamente maiores – em torno de 11 e 26 vezes, respectivamente – em relação aos demais tratamentos e camadas de solo (Quadro 6), uma consequência da aplicação desses elementos via dejetos. Os resultados evidenciam a baixa mobilidade do Cu e do Zn no solo, também constatada por Gomes et al. (2001) e Berenguer et al. (2008). Elementos na matriz do solo, como óxidos de Fe e Al, matéria orgânica e P, são capazes de reter fortemente os metais pesados, como o Cu e o Zn, uma vez que estão relacionados a uma maior carga líquida negativa nas camadas superiores do solo (Pierangeli et al., 2004).

As informações obtidas neste estudo – relativas à capacidade do solo em reter P, Cu e Zn em sua matriz – e os prejuízos econômicos, sociais e ambientais decorrentes da presença na água desses elementos minerais em grande quantidade mostram os benefícios que a percolação de águas contaminadas poderá proporcionar ao meio ambiente. Tendo em vista que os resultados do presente estudo correspondem ao efeito de uma camada de solo de apenas 20 cm, e considerando que pesquisas em sistemas de semeadura direta têm constatado elevada concentração de elementos solúveis no escoamento superficial (Bertol et al., 2010; Allen & Mallarino, 2008), pode-se inferir que numa condição de solos argilosos, altamente intemperizados e profundos, é recomendável a adoção de práticas que contenham o escoamento superficial e favoreçam a infiltração da água. A contenção do escoamento por meio de terraceamento bem dimensionado, por exemplo, além de controlar a sua dinâmica, permite que o efeito filtro do solo diminua a carga iônica, já que a água tenderá a se infiltrar no solo, na região dos canais dos terraços. Com isso, haverá redução da carga iônica presente no

Quadro 5. Média, erro-padrão da média e contrastes ortogonais da concentração de P Mehlich nas camadas de solo de 0 a 2,5, 2,5 a 10 e 10 a 20 cm, nos tratamentos adubo orgânico (AO), adubo mineral (AM) e testemunha (T)

Camada de solo	Tratamento			Contraste	
	AO	AM	T	T vs AO, AM	AO vs AM
cm	mg dm ⁻³ de P			Pr > F	
0 a 2,5	950±20,4	78,50 ±7,0	49,50 ±9,1	< 0,0001	< 0,0001
2,5 a 10	149±18,6	57,50 ±6,5	47,50 ±6,0	0,004	0,0004
10 a 20	11,25 ±1,9	12,50 ±1,3	16,50 ±4,9	0,261	0,78
Contraste	Pr > F				
0 a 2,5; 2,5 a 10 vs 10 a 20	< 0,0001	< 0,0001	0,004		
0 a 2,5 vs 2,5 a 10	< 0,0001	0,026	0,843		

Pr > F: p-valor da estatística F para contrastes ortogonais.

Quadro 6. Média, erro-padrão da média e contrastes ortogonais da concentração de Cu nas camadas de solo de 0 a 2,5, 2,5 a 10 e 10 a 20 cm, nos tratamentos adubo orgânico (AO), adubo mineral (AM) e testemunha (T)

Camada de solo	Tratamento			Contraste	
	AO	AM	T	T vs AO, AM	AO vs AM
cm	mmol _c dm ⁻³ de Cu			Pr > F	
0 a 2,5	73,35 ±3,5	6,28 ±0,22	6,20 ±0,15	< 0,0001	< 0,0001
2,5 a 10	8,88 ±0,73	7,23 ±0,31	7,55 ±0,12	0,398	0,032
10 a 20	6,90 ±0,14	7,02 ±0,09	6,13 ±0,89	0,225	0,869
Contraste	Pr > F				
0 a 2,5; 2,5 a 10 vs 10 a 20	<0,0001	0,342	0,275		
0 a 2,5 vs 2,5 a 10	<0,0001	0,015	0,104		
	mmol _c dm ⁻³ de Zn			Pr > F	
0 a 2,5	30,40 ±1,4	1,13 ±0,14	1,20 ±0,07	< 0,0001	< 0,0001
2,5 a 10	1,66 ±0,70	0,38 ±0,05	0,38 ±0,05	0,2253	0,0506
10 a 20	0,23 ±0,03	0,18 ±0,05	0,13 ±0,03	0,1084	0,3303
Contraste	Pr > F				
0 a 2,5; 2,5 a 10 vs 10 a 20	< 0,0001	0,0005	< 0,0001		
0 a 2,5 vs 2,5 a 10	< 0,0001	0,0002	< 0,0001		

Pr > F: p-valor da estatística F para contrastes ortogonais.

escoamento, com repercussões positivas nos aspectos econômico e ambiental, uma vez que, assim se fazendo, será evitada tanto a perda de nutrientes das lavouras quanto a contaminação das águas superficiais e subterrâneas (Bertol et al., 2007; Brock et al., 2007).

CONCLUSÕES

1. A aplicação de P via adubo mineral ocasionou maior e mais rápida lixiviação de P do que via dejetos líquido de suíno, indicando que o adubo mineral tem maior potencial poluidor das águas subterrâneas. Em contrapartida, as perdas por lixiviação de P, Cu e Zn em ambas as formas de adubação foram muito pequenas, evidenciando a grande capacidade de retenção desses elementos no perfil do solo e a importância para o meio ambiente da retenção e infiltração do escoamento superficial.

2. O P, Cu e Zn tiveram baixa mobilidade no solo, independentemente do tipo de adubo utilizado, concentrando-se na camada de 0 a 2,5 cm, sendo esse comportamento mais acentuado com a aplicação de dejetos líquido de suíno.

LITERATURA CITADA

- ALLEN, B.L. & MALLARINO, A.R. Phosphorus loss by surface runoff in no-till system under mineral and organic fertilization. *J. Environ. Qual.*, 37:125-137, 2008.
- ANDRASKI, T. & BUNDY, L.G. Relationships between phosphorus levels in soil and in runoff from corn production systems. *J. Environ. Qual.*, 32:310-316, 2003.
- BERENQUER, P.; CELA, S.; SANTIVERI, F.; BOIXADER, J. & LLOVERAS, J. Copper and zinc soil accumulation and plant concentration in irrigated maize fertilized with liquid swine manure. *Agron. J.*, 100:1056-1061, 2008.
- BERTOL, O.J.; RIZZI, N.E.; BERTOL, I. & ROLOFF, G. Perdas de solo e água e qualidade do escoamento superficial associadas à erosão entre sulcos em Área cultivada sob semeadura direta e submetida às adubações mineral e orgânica. *R. Bras. Ci. Solo*, 28:781-792, 2007.
- BERTOL, O.J.; RIZZI, N.E.; FAVARETTO, N. & LANA, M.C. Effect of liquid swine manure rate, incorporation, and timing of rainfall on phosphorus loss with surface runoff. *Sci. Agric.*, 67:71-77, 2010.
- BERTONI, J. & LOMBARDI NETO, F. Conservação do solo. São Paulo, Ícone, 1990. 355p.
- BRASIL. Ministério da Agricultura. Métodos padrões oficiais para a análise de fertilizantes. Portaria SNAD n. 31, Laboratório de Referência Vegetal. Brasília, 08 de junho de 1982.
- BROCK, E.H.; KETTERINGS, Q.M. & KLEINMAN, P.J.A. Phosphorus leaching through intact soil cores as influenced by type and duration of manure application. *Nutr Cycl Agroecosyst.*, 77:269-281, 2007.
- CHARDON, W.J.; OENEMA, O.; Del CASTILHO, P.; VRIESEMA, R.; JAPENGA, J. & BLAAUW, D. Organic phosphorus in solutions and leachates from soils treated with animal slurries. *Environ. Qual.*, 27:372-378, 1997.

- CINTRA, A.P.U. Disponibilidade de cobre relacionada à adubação com dejetos de suínos tratados pelo processo de estabilização alcalina com secagem acelerada na cultura do milho. Curitiba, Universidade Federal do Paraná, 2004. 106p. (Tese de Mestrado).
- CONTE, E.; ANGHINONI, I. & RHEINHEIMER, D.S. Frações de fósforo acumuladas em Latossolo argiloso pela aplicação de fosfato no sistema plantio direto. R. Bras. Ci. Solo, 27:893-900, 2003.
- EBERHARDT, D.N.; VENDRAME, P.R.S.; BECQUER, T. & GUIMARÃES, M.F. Influência da granulometria e da mineralogia sobre a retenção do fósforo em Latossolos sob pastagens no Cerrado. R. Bras. Ci. Solo, 32:1009-1016, 2008.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de métodos de análise de solo. 2.ed. Rio de Janeiro, 1997. 212p.
- FAVARETTO, N. Gypsum amendment and exchangeable calcium and magnesium related to water quality and plant nutrition. West Lafayette, Purdue University, 2002. 125p. (Tese de Doutorado)
- FONTES, M.P.F.; CAMARGO, O.A. & SPOSITO, G. Eletroquímica das partículas coloidais e sua relação com a mineralogia de solos altamente intemperizados. Sci. Agríc. 58:627-646, 2001.
- GINTING, D.; MONCRIEF, J.F., GUPTA, S.C. & EVANS, S.D. Interaction between manure and tillage system on phosphorus uptake and runoff losses. J. Environ. Qual., 27:1403-1410, 1998.
- GOMES, P.C.; FONTES, M.P.F.; SILVA, A.G.; MENDONÇA, E.S.; ANDRÉ R. & NETTO, A.R. Selectivity sequence and competitive adsorption of heavy metals by Brazilian soils. Soil. Soil Sci. Soc. Am. J., 65:1115-1121, 2001.
- GRIEBELER, N.P.; PRUSKI, F.F.; TEIXEIRA, A.F. & SILVA, D.D. Modelo para o dimensionamento e a locação de sistemas de terraceamento em nível. Eng. Agríc., 25:696-704, 2005.
- HEATWAITE, A.L.; SHARPLEY, A.L. & GBUREK, W.J. A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scale. J. Environ. Qual., 29:158-166, 2000.
- HOODA, P.S.; EDWARDSB, A.C.; ANDERSONB, H.A. & MILLER, A. A review of water quality concerns in livestock farming areas. Sci. Total Environ., 250:143-167, 2000.
- JURY, W.A.; GARDNER, W.R. & GARDNER, W.H. Soil physics. 5.ed. New York, John Wiley & Sons, 1991. 328p.
- LARSON, W.E. & PIERCE, F.J. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. In: DORAN, J.W.; COOLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F. & STEWART, B.A., eds. Defining soil quality for a sustainable environment. Madison, Soil Science Society of America, 1994. p.37-51. (Special, 35)
- McDOWELL, R. & SHARPLEY, A.N. Phosphorus losses in subsurface flow before and after manure application to intensively farmed land. Sci. Total Environ., 278:113-125, 2001.
- MEHRA, O.P. & JACKSON, M.L. Iron oxide removal from soils and clay by a dithionite-citrate system buffered with sodium bicarbonate. Clay Miner., 7:317-327, 1960.
- MELO, V.F.; SING, B.; SCHAEFER, C.E.G.R.; NOVAIS, R.F. & FONTES, M.P.F. Chemical and mineralogical properties of kaolinite-rich Brazilian soils. Soli Sci. Soc. Am. J., 65:1324-1333, 2001.
- MURPHY, J. & RILEY, J.P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Analyt. Chim. Acta., 27:31-36, 1962.
- OWENS, L.B. Impacts of soil N management on the quality of surface and subsurface water. In: LAL, R. & STEWART, B.A., eds. Soil processes and water quality. Advances in soil science. Boca Raton, Lewis Publishers, 1994. p.137-162.
- PARANÁ. Secretaria de Estado da Agricultura e do Abastecimento – SEAB. Embasamento técnico do subprograma de manejo e conservação do solo. In: MANUAL Técnico do Subprograma de Manejo e Conservação do Solo. 2.ed. Londrina, Instituto Agrônomo do Paraná, 1994. 306p.
- PARHAM, J.A.; DENG, S.P.; RAUN, W.R. & JOHNSON, G.V. Long-term cattle manure application. Biol. Fert. Soil, 35:328-337, 2002.
- PARRY, R. Agricultural phosphorus and water quality: A U.S. environmental protection agency perspective. J. Environ. Qual., 27:258-261, 1998.
- PAVAN, M.A.; BLOCH, M.F.; ZEMPULSKI, H.C.; MIYAZAWA, M. & ZOCOLER, D.C. Manual de análise química de solo e controle de qualidade. Londrina, Instituto Agrônomo do Paraná, 1992. 38p. (Circular, 76)
- PELES, D. Perdas de solo, água e nutrientes sob aplicação de gesso e dejetos líquidos de suínos. Curitiba, Universidade Federal do Paraná, 2007. 84p. (Tese de Mestrado)
- PERKIN-ELMER, N. Analytical methods for atomic absorption spectrophotometry agriculture. Connecticut, Perkin-Elmer, 1973.
- PIERANGELI, M.A.P.; GUILHERME, L.R.G.; CURTI, N.; ANDERSON, S.J. & LIMA, J.M. Adsorção e desorção de cádmio, cobre e chumbo por amostras de Latossolos pré-tratadas com fósforo. R. Bras. Ci. Solo, 28:377-384, 2004.
- PIOVESAN, R.P.; FAVARETTO, N.; PAULETTI, V.; MOTTA, A.C.V. & REISSMANN, C.B. Perdas de nutrientes via subsuperfície em colunas de solo sob fertilização mineral e orgânica. R. Bras. Ci. Solo, 33:757-766, 2009.
- ROBERTSON, W.O. Intoxicação crônica: Metais e outros oligoelementos. In: GOLDMAN, L. & AUSIELLO, D. Cecil: Tratado de medicina interna. 22.ed. Rio de Janeiro, Elsevier, 2005. 1280p.

- SARGENTELLI, V.; MAURO, A.E. & MASSABNI, A.C. Aspectos do metabolismo do cobre no homem. *Química Nova*, 3:290-293, 1996.
- SCHERER, E.E.; CASTILHOS, E.G.; JUCKSCH, I. & NADAL, R. Efeito da adubação com esterco de suínos, nitrogênio e fósforo em milho. Florianópolis, EPAGRI, 1984. 26p. (Boletim Técnico, 24)
- SHARPLEY, A.N. & HALVORSON, A.D. The management of soil phosphorus availability and its transport in agricultural runoff. In: LAL, R., ed. *Soil processes and water quality*. Boca Raton, Lewis Publishers, 1994. p.1-84.
- SHARPLEY, A.N.; MCDOWELL R.W. & KLEINMAN, P.T.A. Phosphorus loss from land to water: Integrating agricultural and environmental management. *Plant Soil*, 237:287-307, 2001.
- SHIGAKI, F.; SHARPLEY, A. & PROCHNOW, L.I. Source-related transport of phosphorous in surface runoff. *J. Environ. Qual.*, 35:2229-2235, 2006.
- SIMARD, R.R.; BEAUCHEMIN, S. & HAYGARTH, P.M. Potential for preferential pathways of phosphorus transport. *J. Environ. Qual.*, 29:97-105, 2000.
- SISTANI, K.R.; MCLAUGHLIN, M.R. & BRINK, G.E. Soil nutrient evaluation from swine effluent application to five forage-system practices. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 82:265-271, 2008.
- SIMS, J.T.; SIMARD, R.R. & JOERN, B.C. Phosphorus loss in agricultural drainage: Historical perspective and current research. *J. Environ. Qual.*, 27:277-293, 1998.
- SMITH, S.J.; SCHEPERS, J.S. & PORTER, L.K. Assessing and managing agricultural nitrogen losses to the environment. In: STEWART, B.A., ed. *Advances in soil science*. Chelsea, Lewis Publishers, 1990. v.14. p.1-43.
- SPARKS, D.L. *Environmental soil chemistry*. San Diego, Academic Press, 1995. 267p.
- TAKALSON, D.D. & LEYTEM, A.B. Phosphorus mobility in soil columns treated with dairy manures and commercial fertilizer. *Soil Sci.*, 174:73-80, 2009.