



Bragantia

ISSN: 0006-8705

editor@iac.sp.gov.br

Instituto Agrônômico de Campinas

Brasil

LEONEL DA COSTA, VANESSA; CLERICI DE MARIA, ISABELLA; DE CAMARGO, OTÁVIO
ANTONIO
TRANSPORTE DE FÓSFORO PELA ENXURRADA EM LATOSSOLO QUE RECEBEU LODO DE
ESGOTO

Bragantia, vol. 69, núm. 1, 2010, pp. 115-123

Instituto Agrônômico de Campinas

Campinas, Brasil

Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=90816030016>

- Como citar este artigo
- Número completo
- Mais artigos
- Home da revista no Redalyc

redalyc.org

Sistema de Informação Científica

Rede de Revistas Científicas da América Latina, Caribe, Espanha e Portugal

Projeto acadêmico sem fins lucrativos desenvolvido no âmbito da iniciativa Acesso Aberto

SOLOS E NUTRIÇÃO DE PLANTAS

TRANSPORTE DE FÓSFORO PELA ENXURRADA EM LATOSSOLO QUE RECEBEU LODO DE ESGOTO ⁽¹⁾

VANESSA LEONEL DA COSTA ⁽²⁾; ISABELLA CLERICI DE MARIA ^(3*);

OTÁVIO ANTONIO DE CAMARGO ^(3,4)

RESUMO

O aporte de fósforo (P) no escoamento superficial em áreas fertilizadas está associado à eutrofização dos corpos de água. Para estudar as transferências de P para o ambiente hídrico foram avaliados o solo, a água de enxurrada, os sedimentos e o solo de um Latossolo de textura argilosa que tem recebido aplicação de adubo mineral e de lodo de esgoto. Na enxurrada foram determinadas as concentrações de P dissolvido (inorgânico e orgânico), particulado e total. Nos sedimentos, determinaram-se os teores de P disponível e P total. No solo, além do P-Resina, foram avaliados os teores de Al, Fe e P para estimar a capacidade de adsorção de P (CAP) e o grau de saturação de P (GSP) do solo. A aplicação de lodo aumentou os teores de P no solo refletindo no aumento do GSP. Os teores de P detectados na enxurrada não se correlacionaram com o GSP e os altos teores de P no solo que recebeu lodo não contribuíram para aumentar seu transporte. As intensidades das chuvas não influenciaram as concentrações das formas de P na enxurrada onde houve aplicação de lodo de esgoto. As perdas totais de P pela erosão foram maiores na enxurrada do que nos sedimentos arrastados.

Palavras-chave: agricultura, eutrofização, resíduo orgânico, qualidade da água.

ABSTRACT

TRANSPORT OF PHOSPHORUS BY RUNOFF IN A TYPIC HAPLORTOX WHERE SEWAGE SLUDGE WAS APPLIED

The input of phosphorus (P) in the runoff of fertilized agricultural soils is associated with the eutrophication of water bodies. In order to study P transference from a Typic Haplortox to the water bodies the runoff, sediment, and soil samples of an experimental field were evaluated after application of mineral fertilizer and sewage sludge. The amounts of dissolved organic and inorganic, particulate and total P in runoff were evaluated. Total and available P were measured in sediments. In the soil, besides resin P, the extracted levels of Al, Fe, and P were also evaluated, for estimating P adsorption capacity (PAC) and the degree of P saturation (DSP). The application of sewage sludge increased the levels of P in soil resulting in an increase of DSP. The levels of P detected in the runoff did not correlated to DSP and high levels of P in the soil with sewage sludge do not increased its transportation. Rainfall intensity had no effect on the concentrations of P forms in runoff of soils with application of sewage sludge. The total P losses by erosion were higher in runoff than in sediments.

Key words: agriculture, eutrophication, organic waste, water quality

⁽¹⁾ Parte da Dissertação de Mestrado do primeiro autor, Curso de Pós-Graduação em Agricultura Tropical e Subtropical, Instituto Agrônomo - IAC. Recebido para publicação em 28 de maio de 2008 e aceito em 10 de junho de 2009

⁽²⁾ Curso de Pós-Graduação em Agricultura Tropical e Subtropical, Instituto Agrônomo (IAC), Caixa Postal 28, 13012-970 Campinas (SP). E-mail: van_leca@yahoo.com.br

⁽³⁾ Centro de Solos e Recursos ambientais, Instituto Agrônomo (IAC). E-mail: icdmaria@iac.sp.gov.br (*) Autora correspondente; ocamargo@iac.sp.gov.br

⁽⁴⁾ Bolsista do CNPq.

1. INTRODUÇÃO

A eutrofização por P dos corpos hídricos, em virtude da entrada desse nutriente nesses ecossistemas, tem sido apontada como um problema fundamental para a conservação da qualidade das águas. Esse fenômeno, cuja característica é a proliferação exagerada de algas e plantas aquáticas, acarreta consequências, como relatadas em PIERZYNSKI et al. (2000), que restringem a água para o consumo humano, recreação, atividades pesqueiras e industriais (SHARPLEY, 1995) diminuindo dessa forma sua oferta. Esse impacto ambiental está ligado às atividades agrícolas, especialmente quando estas exploram inadequadamente os recursos ambientais com práticas impróprias de manejo do solo e/ou da água de irrigação e aplicação excessiva de fertilizantes fosfatados e/ou resíduos orgânicos visando à demanda das culturas e a obtenção de altas produções.

A transferência de P para o ambiente hídrico ocorre via escoamento superficial da água, pela ação dos processos de erosão do solo e pode ser agravada em situações de eventos pluviais intensos (PIERZYNSKI et al., 2000), mesmo em condições de agricultura tecnicamente com bom manejo. Embora as perdas de P possam ser consideradas pequenas em comparação ao montante aplicado, as alterações nas concentrações podem comprometer a qualidade ambiental, visto que sua presença, mesmo que em quantidades módicas nas águas naturais (25 µg/L), pode estimular o processo de eutrofização (HAYGARTH e JARVIS, 1999; HART et al., 2004).

A contribuição das áreas agrícolas no processo de degradação dos recursos hídricos tem sido rigorosamente avaliada e dados elaborados de trabalhos realizados em sistemas hidrológicos mostraram, por exemplo, que no leste dos Estados Unidos, de 50% a 82% do aporte de P nas águas superficiais provém de efluentes agrícolas (PIERZYNSKI et al., 2000), na Bélgica e nos Países Baixos, de 37% e 58% respectivamente (CHARDON e SCHOUmans, 2007) e na Nova Zelândia quantificaram-se 80% (GILLINGHAM e THORROLD, 2000).

Os efluentes agrícolas nas bacias hidrográficas brasileiras ainda não estão bem avaliados. Esse impacto com magnitude e distribuição pelo país é muito variado e estudos visando à quantificação da carga de nutrientes provenientes dessa fonte são incipientes (MANSOR et al., 2006). No entanto, em 43% das bacias hidrográficas do Estado de São Paulo há teores significantes de P total, enquadrando-se entre as condições de eutróficas a hipertróficas (CETESB, 2007) apesar de a magnitude desse impacto ser considerada de menor importância

quando comparada com os problemas sanitários das áreas urbanizadas.

Atualmente, a utilização de lodo de esgoto como fertilizante agrícola tem sido de certa forma contestada, pois a quantidade de lodo a ser aplicada no solo é usualmente calculada em função do nitrogênio requerido pelas culturas e nos limites de acumulação de metais no solo, sem, no entanto, levar em consideração a concentração de fósforo no resíduo (SHARPLEY, 1995; ELLIOTT e O'CONNOR, 2007). Este fato ocorre tanto pelas próprias características desse elemento, como a alta capacidade de adsorção às partículas do solo, como pelo pressuposto de que o N estará mais propenso à perda por lixiviação e/ou volatilização (RESENDE, 2002), portanto, com maior potencial poluidor. Entretanto, pelo fato da razão N/P do lodo ser mais baixa do que a capacidade de remoção das plantas (SHARPLEY, 1995; ELLIOTT e O'CONNOR, 2007), o acúmulo de P no solo torna-se inevitável. O excesso desse nutriente na superfície do solo pode ocasionar a saturação dos sítios de adsorção de P (SHARPLEY, 1995), ainda que este tenha consideráveis teores de oxihidróxido de Fe e de Al e argilominerais. Nessa situação, a capacidade de retenção de P no solo é reduzida (ELLIOTT e O'CONNOR, 2007), o que aumentaria sua transferência para a solução e, conseqüentemente, os riscos de poluição das águas superficiais e eventualmente das subterrâneas (MCDOWELL et al., 2001). Por outro lado, a tendência do P em adsorver-se fortemente em solos de regiões tropicais (MEURER et al., 2006) agravaria as perdas por ocasião de arraste de sedimentos por processos erosivos (SHARPLEY, 1980b).

Assim, partindo-se do pressuposto de que a aplicação de lodo de esgoto aumentará as concentrações de P no solo, refletindo em maior disponibilidade para o meio e aumento desse nutriente carregado pela água de enxurrada, e que as chuvas mais intensas contribuirão com as maiores perdas de P, objetiva-se com este trabalho avaliar o transporte de P para o ambiente hídrico, a partir de uma área agrícola cultivada com milho e que recebeu lodo de esgoto.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi desenvolvido em Latossolo Vermelho eutrófico argiloso, em Campinas (SP). O clima da região é tropical úmido do tipo Cwa, segundo a classificação de Köppen, com precipitação média de 1400 mm, da qual 76% ocorre entre outubro e maio. As características físicas e químicas do solo anteriormente ao ensaio segundo GALDOS et al. (2004) estão apresentadas na tabela 1.

Tabela 1. Atributos físicos e químicos do solo pré-ensaio e valores médios da composição química do lodo de esgoto utilizado em 2001 a 2006

Solo														
Areia	Silte	Argila	pH	P-Resina	Ca	Mg	K	H+Al	T	S	V	MO	Fe	
g kg ⁻¹			CaCl ₂	mg dm ⁻³	mmol _c dm ³						%	g dm ⁻³	mg m ⁻³	
287	132	581	4,6	22,7	10,6	3,3	2,6	45,5	62,1	16,6	27,4	20,7	21,3	
Lodo de esgoto														
Umidade	pH	N*	P	K	Ca	C orgânico	Al	Fe	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	Cr*
%	H ₂ O	g kg ⁻¹						mg kg ⁻¹						
64,6	7,9	29,5	8,2	2,8	15,7	273,9	19,6	22,4	9,0	562,3	37,1	168,3	1321,5	161,4

* Teores totais.

A área experimental, com 10% de declividade, é composta por 12 parcelas (100m²) e caixas coletoras de enxurrada e sedimento. Neste campo, desde 2001, vêm sendo aplicados três tratamentos, com quatro repetições cada um: AM (adubação mineral com 4,8 kg ha⁻¹ de N, 48 kg ha⁻¹ de P₂O₅, 17 kg ha⁻¹ de K₂O e de cobertura com 165 kg ha⁻¹ de N via uréia), L1 (quantidade de lodo suficiente para suprir em uma vez a dose necessária de N para a cultura de milho, a qual foi definida em função da análise química do lodo e da necessidade de nitrogênio do milho) e L2 (o dobro de L1), utilizando adubação complementar com KCl para as necessidades de K da cultura nos dois últimos tratamentos.

A primeira aplicação do lodo de esgoto, realizada em 2001, L1 consistiu em 10,8 Mg de massa seca de lodo por hectare. Considerou-se a taxa de 10% de decaimento do lodo aplicado no primeiro ano para o cálculo da dose aplicada em 2002 e a dose calculada para L1 foi de 10,2 Mg ha⁻¹. Nos anos seguintes (2003, 2004, 2005 e 2006), a dose de lodo foi padronizada em 10,0 e 20,0 Mg de massa seca de lodo por hectare. A quantidade média de P adicionada via lodo nos seis anos de ensaio foi de 188 kg ha⁻¹ de P₂O₅ por hectare em L1 e 376 kg ha⁻¹ de P₂O₅ por hectare em L2. Em 2001 e 2004, no preparo do solo, as parcelas receberam 4 Mg ha⁻¹ de calcário dolomítico para correção do pH e elevação da saturação de bases para 50% (CETESB, 1999). O lodo foi incorporado ao solo. Os resíduos culturais foram mantidos no campo após a safra em todos os tratamentos.

Os lodos de esgoto aplicados foram produzidos biológica e aerobicamente, estabilizados em lagoas de decantação e condicionados com polímeros inorgânicos. Tais resíduos, obtidos na Companhia de Saneamento de Jundiaí (SP), estavam nos padrões de qualidade preconizados pela CETESB (1999) nos quesitos patogênicos e metais pesados. A composição do lodo de esgoto determinada pelo

método USEPA-3051 para P e metais e pelos métodos descritos em RAIJ et al. (2001) para carbono orgânico, nitrogênio Kjeldahl, pH e umidade está relacionada na tabela 1.

A transferência de P para o ambiente hídrico foi avaliada por um período de 150 dias, entre novembro de 2006 e março de 2007, após a aplicação do lodo, na água de escoamento superficial (enxurrada) e no sedimento arrastado pela erosão.

As precipitações pluviais foram registradas por um pluviômetro instalado no local para a determinação da quantidade e da intensidade da precipitação.

Na água de enxurrada, coletada na manhã do dia seguinte aos eventos de chuva considerados erosivos (>10 mm) conforme o critério de WISCHMEIER e SMITH (1978), foi realizado um fracionamento do P em PRD (P reativo dissolvido) avaliado pelo método colorimétrico, PT (P total) e PTD (P total dissolvido) quantificados diretamente por espectrofotômetro de emissão atômica com plasma induzido de argônio ICP-(AES), PPS (P particulado suspenso) e POD (P orgânico dissolvido) calculados pela diferença entre PT e PTD e PT e PRD respectivamente, conforme apresentado por HAYGARTH e JARVIS (1999) e POTE e DANIEL (2000). As formas dissolvidas e particuladas suspensas foram separadas por filtração com membrana de acetato de celulose de 0,45 µm de porosidade como recomendado em POTE e DANIEL (2000).

Nas amostras de sedimentos, observados em apenas três dos 37 eventos pluviométricos, foram determinados os teores de P disponível extraído pelo método da resina (RAIJ et al., 2001), e P total, realizado posteriormente à digestão nítrico perclórica em microonda (USEPA-3051). As amostras de enxurrada foram armazenadas em baixa temperatura (4°C) e, assim como para as amostras de sedimento, as análises foram realizadas em triplicata.

Amostras compostas de solo (0 a 0,10 m) coletadas em fevereiro de 2006 e maio de 2006 nas doze parcelas tiveram determinados seus teores de P disponível, extraídos pelo método da resina, e P, Fe e Al extraídos por oxalato (P_{ox} , Fe_{ox} e Al_{ox}) de acordo com o método descrito em SCHOUMANS (2000). Nessas amostras também foram avaliados os valores de pH, matéria orgânica, CTC e H+Al (RAIJ et al., 2001) e estimados a capacidade de adsorção de P (CAP)-(Al_{ox} + Fe_{ox}) e o Grau de Saturação de Fósforo (GPS)- $[P_{ox}/0,5*(Al_{ox}+Fe_{ox})]*100$, equações sugeridas em SCHOUMANS (2000).

Os resultados foram submetidos à análise de variância pelo test t de Student e correlação linear a 5% de probabilidade. As perdas totais de P em AM, L1 e L2 foram calculadas multiplicando-se suas concentrações na água e no sedimento pelo volume de enxurrada e de sedimento gerados respectivamente.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Em seis anos de aplicação de lodo de esgoto os teores de P-Resina passaram de médio para alto no tratamento com adubo mineral (AM) e para muito alto nos tratamentos com lodo (L1 e L2) (Tabela 2), tendo como referência os parâmetros para análise de fertilidade do Boletim 100 do Instituto Agrônomo (RAIJ et al., 1996). As altas concentrações de P em L1 e L2, assim como em AM, indicam que as adubações realizadas e a manutenção dos resíduos vegetais no campo acumularam P disponível na superfície do solo. O mesmo efeito foi observado para o P adsorvido

aos minerais amorfs de óxidos de Fe e Al (P_{ox}), para o qual o aumento em relação ao AM foi de aproximadamente duas e meia e cinco vezes para L1 e L2 respectivamente (Tabela 2). Verificou-se também a diminuição dos sítios de adsorção de P do solo, representados pelo aumento do GSP, em L1 e L2 em relação a AM (Tabela 2).

A transferência de P para o ambiente hídrico ocorreu tanto nas formas inorgânicas como orgânicas, dissolvidas e particuladas, conforme relatado por McDOWELL et al. (2001) e HART et al. (2004) e foram agravadas pelas intensidades dos eventos pluviométricos. As maiores perdas de PTD, PT e PPS estiveram associadas às chuvas com intensidade máxima em 30 minutos (I_{30}) maior que 40 mm/h (Tabela 3). O volume de enxurrada gerado também variou com os tratamentos, sendo a enxurrada em AM maior que em L1 e L2. No entanto, entre os tratamentos não houve diferenças significativas ($p < 0,05$) nas formas de P detectadas na enxurrada (Tabela 3).

Supunha-se que o aumento da quantidade de P adicionada e a redução dos sítios de adsorção fossem resultar em maior concentração desse elemento na água da enxurrada. No entanto, observou-se que a capacidade de adsorção de P (CAP) foi maior em L1 e L2 do que em AM (Tabela 2), sugerindo que a aplicação de lodo aumentou a CAP do solo (MAGUIRE et al., 2000; PENN e SIMS, 2002), de forma que para os três tratamentos, AM, L1 e L2, não houve diferença entre as concentrações de P transportadas pela enxurrada.

Tabela 2. Valores médios do P-Resina, fósforo adsorvido (P_{ox}), óxido de ferro amorfo (Fe_{ox}), óxido de alumínio amorfo (Al_{ox}), capacidade de adsorção de P (CAP), Grau de Saturação de P (GSP), matéria orgânica (MO), capacidade de troca catiônica (CTC), acidez potencial (H+Al) e pH do solo nos três tratamentos AM (adubo mineral), L1 (10 Mg lodo ha^{-1}) e L2 (20 Mg lodo ha^{-1}), no período do ensaio

Variáveis	Tratamento		
	AM	L1	L2
P-Resina (mg kg^{-1})	53 (± 11)	85 (± 15)	131 (± 27)
P_{ox} (mmol kg^{-1})	2,8 ($\pm 0,7$)	7,3 ($\pm 1,8$)	13,1 ($\pm 2,9$)
Fe_{ox} (mmol kg^{-1})	13,8 ($\pm 1,6$)	22,4 ($\pm 5,6$)	29,7 ($\pm 4,0$)
Al_{ox} (mmol kg^{-1})	40,2 ($\pm 4,1$)	54,7 ($\pm 9,7$)	63,3 ($\pm 6,9$)
CAP (mmol kg^{-1})	54,0 ($\pm 5,0$)	77,1 ($\pm 14,9$)	93,0 ($\pm 10,5$)
GSP (%)	10 ($\pm 2,5$)	19 ($\pm 3,5$)	28 ($\pm 3,6$)
MO (g kg^{-1})	27 (± 5)	34 (± 7)	41 (± 8)
CTC (mmol _c kg^{-1})	79,0 ($\pm 3,4$)	88,4 ($\pm 4,0$)	115,8 ($\pm 8,0$)
H+Al (mmol _c kg^{-1})	19 (± 3)	44 (± 5)	87 (± 9)
pH	5,8	4,8	4,2

Densidade do solo=1,1 g cm^{-3} . Os números entre parênteses representam o desvio-padrão.

Tabela 3. Número de chuvas, volume médio de enxurrada e concentração média de fósforo reativo dissolvido (PRD), fósforo total dissolvido (PTD), fósforo total (PT), fósforo orgânico dissolvido (POD), fósforo particulado suspenso (PPS) por classe de intensidade máxima de chuva em 30 minutos (I_{30}) e nos tratamentos adubo mineral (AM), 10 e 20 Mg lodo ha^{-1} (L1 e L2)

I_{30} mm h^{-1}	Nº de chuvas	Enxurrada* $\text{m}^3 \text{ ha ha}^{-1}$	PRD*	PTD*	PT*	POD*	PPS*
			$\mu\text{g L}^{-1}$				
0 - 10	9	36,5 a	24,6 a	46,5 a	70,3 a	21,9 a	23,8 a
10 - 20	17	55,3 c	24,9 a	47,1 a	74,3 ab	22,2 a	27,2 a
20 - 30	3	44,2 b	22,1 a	61,6 b	87,6 bc	39,5 b	26,0 a
30 - 40	5	177,7 d	39,0 b	61,5 b	98,1 c	22,5 a	36,6 b
> 40	3	211,2 e	43,7 b	79,0 c	132,6 d	35,3 b	53,6 c
Total	37	524,9	154,3	295,7	462,9	141,4	167,2
Tratamento							
	AM	131,3 b	32,0 a	58,8 a	91,4 ab	26,8 a	32,6 a
	L1	89,3 a	27,1 a	55,7 a	86,9 a	28,6 a	31,2 a
	L2	94,3 a	33,4 a	63,0 a	99,4 b	29,6 a	36,4 a

Valores seguidos por letras diferentes na mesma coluna são significativamente diferentes ($P < 0,05$) pelo test t de Student (LDS). *Variáveis transformadas pelo logaritmo base 10 para análise de variância.

Na medida em que ocorre a degradação da matéria orgânica do lodo, o P é liberado e passa a interagir com o solo, cujas características favorecem a retenção do P, pois se trata de um latossolo com grande quantidade de óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio e argilominerais e, portanto, com alta capacidade de adsorção de P. Diferentemente, em solo semelhante, BERTON e PRATT (1997) observaram que a aplicação de lodo de esgoto em solo com alta CAP aumentou a desorção do P proporcionalmente aos teores adicionados.

As perdas de P podem ter sido reduzidas em virtude da composição do lodo de esgoto utilizado neste estudo. A razão Ca/P e (Fe+Al)/P do lodo aplicado em 2006 foi de 1,7 e 4,1, respectivamente (dados não apresentados). Esses valores sugerem a predominância de reações de complexação e precipitação do P com o Fe e Al, o que pode ter contribuído para diminuir a solubilidade do P do lodo (ELLIOTT et al., 2002 citando PASTENE, 1981; SPARGO et al., 2006), visto que a energia de ligação entre esses compostos é bastante elevada.

Notou-se ainda que a aplicação do resíduo orgânico aumentou a CTC e um fato bastante relevante foi o aumento da acidez do solo, avaliada pela diminuição dos valores de pH e aumento dos teores de H+Al (Tabela 2). Em L1 e L2, o pH foi reduzido para valores médios de 4,5 quando comparado com AM (pH 5,8) e os valores de H+Al foram cerca de 2 e 4 vezes respectivamente maiores do que AM. O aumento da CTC pode ser atribuído aos maiores teores de MO adicionado via lodo, tendo os dois atributos uma relação negativa com a adsorção de P.

Enquanto a CTC diminui a quantidade de sítios positivos do solo e necessários à adsorção (NOVAIS et al., 2007) e a MO libera, por meio do processo de mineralização, ácidos orgânicos que competem pelos mesmos sítios de adsorção de P (GUPPY et al., 2005), o aumento da acidez do solo pode implicar menor disponibilidade de P, em virtude da formação de fosfatos de Fe e Al de baixo grau de solubilidade em solos ácidos (BERKHEISER et al., 1980; SHARPLEY, 1995; NOVAIS et al., 2007). Essa justificativa é compatível com os resultados de SILVA et al. (1997), os quais demonstraram correlação inversa entre a CTC e a MO e direta entre H+Al e a adsorção de P.

A aplicação de lodo de esgoto contribuiu para aumentar a infiltração de água, visto que houve redução média de 30% de produção de enxurrada em L1 e L2 quando comparado com AM. Esses resultados concordam com os de JOSHUA et al. (1998), denotando a redução da entrada desse nutriente nos corpos hídricos. O volume de enxurrada foi influenciado pelas intensidades das chuvas (I_{30}) e estas por sua vez exercem grande efeito no aumento da camada de interação da água de enxurrada com os sítios de adsorção de P (SHARPLEY, 1985) e no desprendimento das partículas de solo (ricas em P) em função da energia cinética das gotas de chuva (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1999; SHARPLEY, 1980b), o que conferiu maiores perdas de PTD, PT e PPS na água escoada.

No total de 37 eventos pluviométricos, as formas dissolvidas de P foram maiores do que as formas particuladas e representaram mais de 60% do PT na água perdida por enxurrada, tanto em função da I_{30} como dos tratamentos (Tabela 3).

Entre as formas de P perdidas via enxurrada, as particuladas e orgânicas são as que têm mais riscos para a deterioração dos corpos de água por agirem como fonte de P em longo prazo (HART et al., 2004), ao passo que as dissolvidas são rapidamente biogeodisponíveis.

O GSP e P-Resina não se correlacionaram com as formas de P detectadas na água demonstrando que os solos com altos teores de P disponíveis e maiores GSP (L1 e L2) e o que recebeu fertilizante mineral (AM) contribuíram de forma semelhante com as concentrações de P na enxurrada (Tabela 4). Entretanto, com exceção do POD, as concentrações de P na enxurrada foram influenciadas pela I_{30} das chuvas e pelos volumes de água gerados, quando avaliados os tratamentos isoladamente. Em L1 a intensidade foi o fator mais importante no que diz respeito às perdas de PTD e PT, ainda que os valores dos coeficientes de correlação (r) tenham sido muito baixo para as variáveis estudadas. No tratamento L2, não houve influência da I_{30} nem do volume de enxurrada gerado (Tabela 5). Dessa forma, parece evidente que a capacidade de adsorção de P inerente ao solo e ao lodo reduz a suscetibilidade do solo às perdas de P. Esses resultados concordam com os de PENN e SIMS (2002), os quais atribuíram à CAP as baixas concentrações de PRD transportadas por escoamento superficial.

Tabela 4. Correlação entre o grau de saturação de fósforo (GSP) e P-Resina com fósforo reativo dissolvido (PRD), fósforo total dissolvido (PTD), fósforo total (PT), fósforo orgânico dissolvido (POD) e fósforo particulado suspenso (PPS) transportados na água de enxurrada

Atributos do solo	PRD	PTD	PT	POD	PPS
	— $\mu\text{g L}^{-1}$ —				
GSP (%)	0,29	0,25	0,24	0,05	0,23
P – Resina (mg kg^{-1})	0,25	0,26	0,25	0,14	0,22

A adsorção do P com as partículas do solo ocorre gradualmente e, assim, o primeiro evento pluviométrico após a aplicação dos insumos é considerado importante no que se refere às perdas de P via enxurrada. A primeira chuva ocorreu sete dias após a aplicação dos tratamentos e apresentou I_{30} de 41 mm/h (Figura 1). A concentração das formas dissolvidas na enxurrada tendeu a ser maior no primeiro evento, o que pode ter sido favorecido pelo revolvimento do solo para a incorporação dos insumos agrícolas, possibilitando aumento da camada de interação do solo e da água da chuva. Adicionalmente, no início do ciclo da cultura havia pouca cobertura vegetal. Tais fatores contribuem para aumentar as

transferências de P pelo escoamento superficial da água da chuva (SHARPLEY, 1985). A redução das concentrações das formas dissolvidas de P na água da enxurrada com o decorrer dos eventos pluviais está associada à capacidade do solo em liberar e repor P na solução, o que depende da cinética das reações de adsorção e/ou complexação e da quantidade de P da fonte (TABBARA, 2003), como também da mineralização do P orgânico (SHARPLEY, 1980a).

Tabela 5. Coeficiente de correlação linear (r) entre a intensidade da chuva em 30 minutos (I_{30}) e o volume de enxurrada com a concentração de fósforo reativo dissolvido (PRD), fósforo total dissolvido (PTD), fósforo total (PT), fósforo orgânico dissolvido (POD) e fósforo particulado suspenso (PPS) na enxurrada por tratamento

Variáveis	Tratamento	PRD	PTD	PT	POD	PPS
		— $\mu\text{g L}^{-1}$ —				
I_{30} (mm h ⁻¹)	AM	0,61*	0,61*	0,61*	0,28	0,44*
	L1	0,22	0,35*	0,37*	0,27	0,26
	L2	0,17	0,24	0,29	0,21	0,25
Enxurrada (m ³)	AM	0,49*	0,47*	0,47*	0,18	0,34*
	L1	0,20	0,19	0,21	0,04	0,16
	L2	0,18	0,15	0,11	0,05	0,03

* Correlação significativa a 5% de probabilidade.

Nesse primeiro evento, em AM os teores de PT e das formas dissolvidas PRD e PTD foram maiores do que em L1 e L2. Por outro lado, as formas particuladas PPS foram maiores em L1 e L2 em relação a AM (Figura1). Esse efeito pode estar associado à solubilidade das fontes de P utilizadas, conforme verificado por SHIGAKI et al., 2007. O fertilizante inorgânico formas de P mais solúvel e, portanto mais biogeodisponível e propenso à perdas via enxurrada, ao passo que o lodo apresenta formas mais estáveis, menos disponíveis (PIERZYSNKI et al., 2000; ELLIOTT e O'CONNOR, 2007).

As perdas de solo variaram muito entre os eventos e as doses (Tabela 6). De modo geral, AM contribuiu com 53% do total de sedimento acumulado enquanto L1 e L2, com 22% e 25% respectivamente. Entretanto, em razão das sobreposições dos desvios-padrão essa diferença não foi representativa. Esses resultados sugerem que é necessário maior número de repetições e de dados obtidos em maior período de tempo para representar melhor a erosão, visto que esse processo não é uniforme. A redução das perdas de solo em L1 e L2 que, em média, foi de 55% em relação à AM pode ser explicada pela estabilidade da camada superficial do solo como resultado da agregação de suas partículas promovida pela matéria orgânica do lodo (JOSHUA et al., 1998).

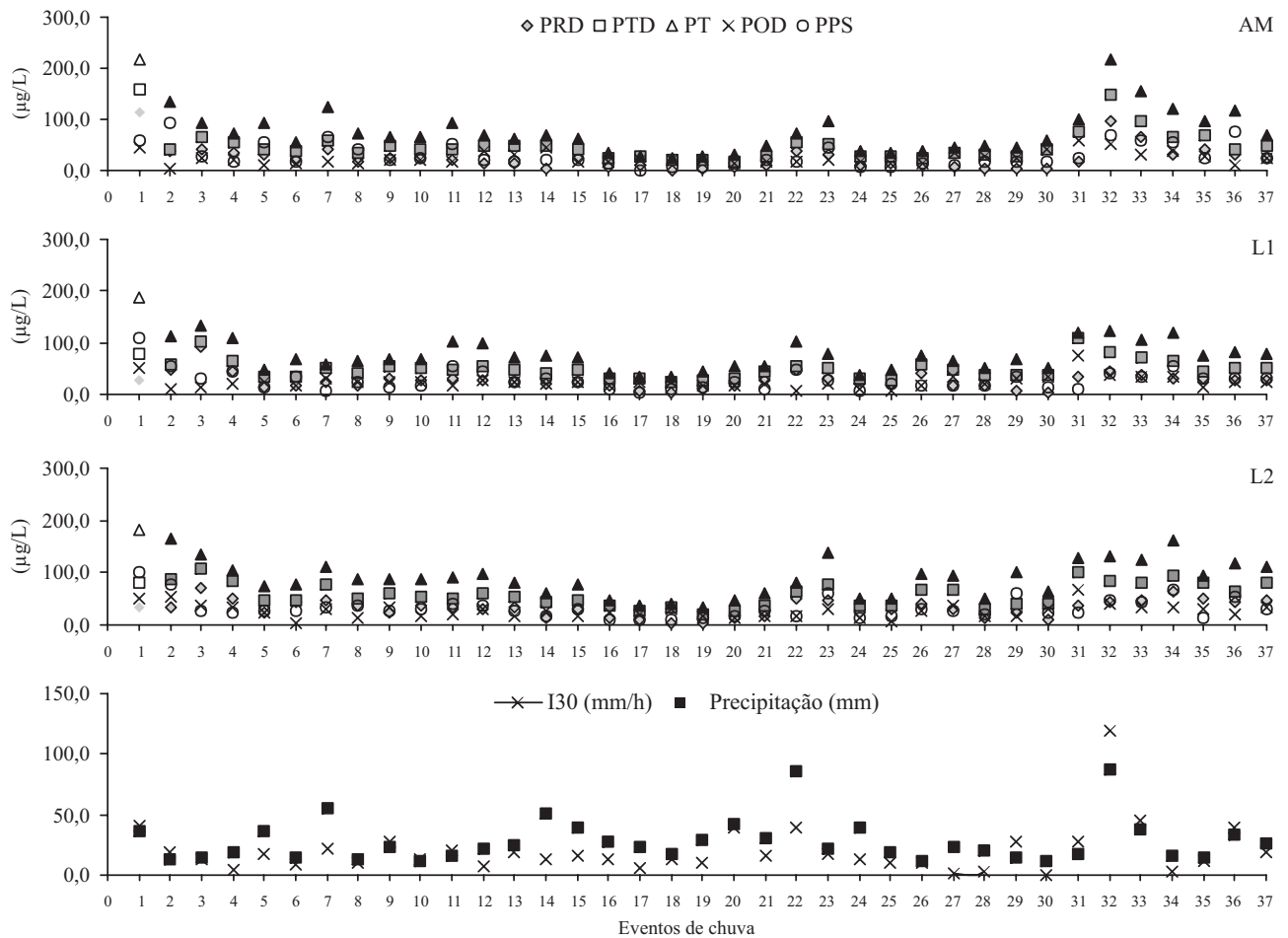


Figura 1. Eventos de chuvas, intensidade (I_{30} mm/h), precipitação e concentrações de P na enxurrada nos tratamentos AM (adubo mineral), L1 (10Mg lodo ha⁻¹) e L2 (20Mg lodo ha⁻¹). Fósforo reativo dissolvido (PRD), fósforo total dissolvido (PTD), fósforo total (PT), fósforo orgânico dissolvido (POD) e fósforo particulado suspenso (PPS). Eventos: 1-5 = novembro 2006, 6-13 = dezembro 2006, 14-25 = janeiro 2007, 26-31 = fevereiro 2007 e 31-37 = março 2007.

Tabela 6. Produção acumulada média de sedimento e concentração acumulada de P-Resina e P-total nos sedimentos dos tratamentos AM (adubo mineral), L1 (10Mg lodo ha⁻¹) e L2 (20Mg lodo ha⁻¹)

Tratamento	Sedimento	P-Resina	P-total
	kg ha ⁻¹	mg kg ⁻¹	
AM	123 (± 94)	135,7 (± 71,1)	808,3 (± 490,6)
L1	51 (± 2)	144,0 (± 11,3)	683,9 (± 323,4)
L2	59 (± 24)	422,5 (± 138,9)	1186,4 (± 463,4)

Os números entre parênteses representam o desvio-padrão.

Em adição, os resíduos culturais que permaneceram no campo podem ter contribuído para proteger a superfície do solo contra o impacto direto das gotas de chuva, o que demandou chuva de elevada intensidade para desagregar e transportar as partículas do solo. De fato, as maiores perdas de solo

foram observadas no evento 32, cuja I_{30} 120mm/h ocorreu no final do ciclo da cultura de milho.

As concentrações de P-Resina foram maiores nos sedimentos de L2 enquanto os teores acumulados de P-total foram semelhantes nos sedimentos de AM, L1 e L2; no entanto, os sedimentos provenientes dos solos tratados com lodo refletem menos da metade do total de solo perdido (Tabela 6). Altas concentrações de P nos sedimentos dos tratamentos L1 e L2 eram esperadas, visto que nestes tratamentos os teores de P aplicados via lodo foram superiores ao AM e, juntamente com o sedimento, ocorre o arraste de partículas de lodo, material rico em P. Embora nos sedimentos tenham se verificado altas concentrações de P-Resina e P-total, a perda total de P nos sedimentos foi inferior às das enxurradas (Tabela 7), provavelmente em virtude de pequenas perdas de solo, observada em apenas três dos 37 eventos pluviais.

Tabela 7. Teores de P aplicado no solo e perda total de P total (PT) na enxurrada, P- Resina e P-total no sedimento dos tratamentos adubo mineral (AM), 10Mg lodo/ha (L1) e 20Mg lodo/ha (L2)

Tratamento	P Aplicado*	PT	P-Resina	P-total
	Solo	Enxurrada	Sedimento	
	kg ha ⁻¹		g ha ⁻¹	
AM	21	387,9 (± 25,5)	16,8 (± 3)	113,9 (± 6,9)
L1	107	220,7 (± 7,95)	7,3	34,4
L2	214	265,9 (± 8,9)	26,7 (± 5,6)	97,4 (± 8,7)

* P aplicado em 2006. Os números entre parênteses representam o desvio-padrão.

Os resultados anotados por BERTOL et al. (2004), quando avaliaram as perdas de P por erosão hídrica, indicaram que apenas em alguns tratamentos as perdas de P foram maiores na enxurrada, como no sistema plantio direto. Na enxurrada, a massa perdida de P em L1 e L2 foi menor do que em AM, sendo esse efeito relacionado à redução do volume de água escoada naqueles tratamentos.

Os resultados reforçam o conceito de que a dinâmica do P no ambiente pode ser influenciada pelo tipo de solo, pelos fatores que interferem na erosão (cobertura vegetal, tipo de manejo, intensidade e volume das chuvas), e qualidade do adubo.

Os teores totais de P perdido foram relativamente pequenos em comparação com a quantidade de P aplicada, o que pode não representar importância econômica em termos de custos com adubação. No entanto, do ponto de vista ecológico, econômico e de saúde pública, essas pequenas perdas podem contribuir com a degradação dos ecossistemas hídricos (HAYGARTH e JARVIS, 1999).

4. CONCLUSÕES

1. A aplicação de lodo de esgoto, em taxas calculadas em função do N necessário para o desenvolvimento do milho, aumenta os teores de P-Resina e o Grau de Saturação por P e reduz o volume de enxurrada e a produção de sedimentos em relação ao solo que recebe apenas adubação mineral.

2. Nas condições do estudo, o aumento dos teores de P no solo com lodo de esgoto bem como o aumento do GSP não resultam em maiores concentrações de P na água de enxurrada. As perdas totais de P pela erosão são maiores na enxurrada do que nos sedimentos arrastados.

3. As concentrações das formas de P transportadas pela enxurrada, onde houve aplicação de lodo de esgoto, não estão relacionadas com as intensidades dos eventos pluviais e os volumes de enxurrada gerados.

REFERÊNCIAS

- BERKHEISER, V.E.; STREET, J.J.; RAO, P.S. C.; YUAN, T.L. Partitioning of inorganic orthophosphate in soil-water systems. In: CRC Critical Reviews in Environmental Control. Gainesville, Florida: Agricultural Experiment Station, University of Florida, 1980. p.179-224.
- BERTOL, I.; GUADAGNIN, J.C.; CASSOL, P.C.; AMARAL, A.J.; BARBOSA, F.J. Perdas de fósforo e potássio por erosão hídrica em um Inceptisol sob chuva natural. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.28, p.485-494, 2004.
- BERTON, R.S.; PRATT, P.F. Evaluation of phosphorus requirement by the sorption isotherm technique in soils amended with organic materials. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, v.21, p.199-206. 1997.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. Conservação do solo. 4.ed. São Paulo: Ícone, 1999. 355p.
- CHARDON, W.J.; SCHOUmans, O.F. Soil texture effects on the transport of phosphorus from agricultural land in river deltas of Northern Belgium, the Netherlands and North-West Germany. *Soil Use and Management*, v.23, p.16-24, 2007.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA EM SANEAMENTO AMBIENTAL-CETESB. **Aplicação de biossólidos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas**. Critérios para projeto e operação: manual técnico. Norma P4230. São Paulo: Cetesb, 1999. 33p.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA EM SANEAMENTO AMBIENTAL-CETESB **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo-2007**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br> (Série Relatórios)
- ELLIOTT, H.A.; O'CONNOR, G.A.; BRINTON, S. Phosphorus leaching from biosolids-amended sandy soils. *Journal of Environmental Quality*, v.31, p.681-689, 2002.
- ELLIOTT, H.A.; O'CONNOR, G.A. Phosphorus management for sustainable biosolids recycling in the United States. *Soil Biology & Biochemistry*, v.39, p.1318-1327, 2007.
- GALDOS, M. V.; MARIA, I.C.; CAMARGO, O.A. Atributos químicos e produção de milho em Latossolo Vermelho eutroférico tratado com lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.28, p.569-577, 2004.

- GILLINGHAM, A.G.; THORROLD, B.S. A review of New Zealand research measuring phosphorus in runoff from pasture. **Journal of Environmental Quality**, v.29, p.88-96, 2000.
- GUPPY, C.N.; MENZIES, N. ; BLAMEY, F.P.C.; MOODY, P.E. Do decomposing organic matter residues reduce phosphorus sorption in highly weathered soils? **Soil Science Society America Journal**, v.69, p.1405-1411, 2005.
- HART, M.R.; QUIN, B.F.; NGUYEN, M.L. Phosphorus runoff from agricultural land and direct fertilizer effects: a review. **Journal of Environmental Quality**, v.33, p.1954-1972, 2004.
- HAYGART, P.M.; JARVIS, S.C. Transfer of phosphorus from agricultural soils. **Advances in Agronomy**, v.66, p.195-249, 1999.
- JOSHUA, W.D.; MICHALK, D.L.; CURTIS, I.H.; SALT, M.; OSBORNE, G.J. The potential for contamination of soil and surface waters from sewage sludge (biosolids) in a sheep grazing study, Australian. **Geoderma**, v.84, p.135-156, 1998.
- MAGUIRE, R.O.; SIMS, J.T.; COALE, F.J. Phosphorus fractionation in biosolids-amended soils: relationship to soluble and desorbable phosphorus. **Soil Science Society America Journal**, v.64, p.2018-2024, 2000.
- MANSOR, M.T.C; TEIXEIRA FILHO, J.; ROSTON, D.M. Avaliação preliminar das cargas difusas de origem rural, em uma sub-bacia do Rio Jaguari, SP. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.10, p.715-723, 2006.
- MCDOWELL, R.W.; SHARPLEY, A. N; CONDRON, L. M.; HAYGARTH, P. M.; BROOKES, P. C. Processes controlling soil phosphorus release to runoff and implications for agricultural management. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.59, p.269-284, 2001.
- MEURER, E.J.; RHEINHEIMER, D.; BISSANI, C.A. Fenômenos de sorção em solos. In: MEURER, E.J. **Fundamentos de Química do Solo**. 3.ed. Porto Alegre: EVANGRAF, 2006. p.117-162.
- NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J.; NUNES, F.N. Fósforo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V, V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. **Fertilidade do Solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo-SBCS, 2007. p.471-550.
- PASTENE, A. J. **Factors affecting the crop availability of phosphorus in sewage sludge amended soils**. 1981. 198p. Thesis - University of Wisconsin, Madison, 1981.
- PENN, C. J.; SIMS, J. T. Phosphorus forms in biosolids-amended soils and losses in runoff: effects of wastewater treatment process. **Journal of Environmental Quality**, v.31, p.1349-1361, 2002.
- PIERZYNSKI, G. M.; SIMS, J. T.; VANCE, G. F. Soil phosphorus and environmental quality. In: PIERZYNSKY, G.M.; SIMS, J.T.; VANCE, G.F. **Soil and Environmental Quality**. 2.ed. Boca Raton, 2000. p.155-208.
- POTE, D.H; DANIEL, T.C. Analyzing for dissolved reactive phosphorus in water samples. In PIERZYNSKI, G.M. (Ed.). **Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals, and waters**. Raleigh: North Carolina State University, 2000. p.31-34. (Southern Cooperative Series Bulletin n.º 369) Disponível em: http://www.soil.ncsu.edu/sera17/publications/sera17-2/pm_cover.htm.
- RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2.ed. Campinas: Instituto Agrônomo e Fundação IAC, 1996. 285p. (Boletim Técnico n.º 100)
- RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. (Eds.). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2001. 285p.
- RESENDE, A. V. **Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nitrato**. Brasília: Embrapa Cerrados, 2002. 29p. (Documentos 57)
- SCHOUMANS, O.F. Determination of the degree of phosphate saturation in non-calcareous soils. In: PIERZYNSKI, G.M. (Ed.). **Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals, and waters**. Raleigh: North Carolina State University, 2000. p.31-34. (Southern Cooperative Series Bulletin n.º 369). Disponível em: http://www.soil.ncsu.edu/sera17/publications/sera17-2/pm_cover.htm
- SHARPLEY, A. N. The effect to storm interval on the transport of soluble phosphorus in runoff. **Journal of Environmental Quality**, v.9, p. 575-578. 1980a.
- SHARPLEY, A. N. The enrichment of soil phosphorus in runoff sediments. **Journal of Environmental Quality**, v.9, p.521-526, 1980b.
- SHARPLEY, A.N. Depth of surface soil-runoff interaction as affected by rainfall, soil slope, and management. **Soil Science Society American Journal**, v.49, p.1010-1015, 1985.
- SHARPLEY, A.N. Soil phosphorus dynamics: agronomic and environmental impacts. **Ecological Engineering**, v.5, p.261-279, 1995.
- SHIGAKI, F.; SHARPLEY, A. N.; PROCHNOW, L.I. Rainfall intensity and phosphorus source effects on phosphorus transport in surface runoff from soil trays. **Science of Total Environment**, v.373, p.334-343, 2007.
- SILVA, M.L.N.; CURI, N.; BLANCANEUX, P; LIMA, J.M.; CARVALHO, A.M. Rotação adubo-verde-milho e adsorção de fósforo em Latossolo Vermelho-Escuro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.32, p.649-657, 1997.
- SPARGO, J.T.; EVANYLO, G.K.; ALLEY, M.M. Repeated compost application effects on phosphorus runoff in the Virginia Piedmont. **Journal of Environmental Quality**, v.35, p.2342-2351, 2006.
- TABBARA, H. Phosphorus loss to runoff water twenty-four hours after application of liquid swine manure or fertilizer. **Journal of Environmental Quality**, v.32, p.1044-1052, 2003.
- USEPA - United States Environmental Protection Agency. **Method 3051: Microwave**
- Assisted acid Digestion of Sediments, Sludges, Soil and Oils. Disponível em: http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/3_series.htm
- WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning.. Washington D.C.: USDA, 1978. 58p. (Agricultural Handbook. n.º 537)