

Transferência superficial de fósforo reativo potencialmente contaminante por chuvas simuladas intensas

Superficial loss of reactive phosphorus potentially contaminant by intense rainfall simulation

Luciano Gebler¹, Ildegardis Bertol², Luis Roberto de Biasi³, Roger Robert Ramos⁴, José Antônio Saldanha Louzada⁵

RESUMO

O fósforo naturalmente presente ou adicionado ao solo, dependendo da conjunção de fatores, pode desencadear uma situação de alto risco ambiental para os recursos hídricos de bacias hidrográficas. O objetivo deste trabalho foi quantificar a transferência na superfície do solo de algumas formas de fósforo reativo, originário da adubação fosfatada em solo sem cultivo e descoberto, transportado pelo escoamento superficial da água de chuvas. O experimento foi executado em Lages, SC, com duas repetições de campo, sob regime de chuvas intensas simuladas (64 mm h⁻¹ durante 50 minutos). Os resultados apontam que o fósforo pode representar sério risco ambiental aos recursos hídricos das bacias, em diferentes escalas no tempo e no espaço, através das formas reativas de fósforo e suas diferentes maneiras de transporte.

Palavras-chave: erosão hídrica; contaminante químico; perdas na enxurrada.

ABSTRACT

Phosphorus is naturally present or added to the soil and, depending on the mix of factors, may trigger a high environmental risk to water resources in river basins. The aim of this study was to quantify the transfer for soil surface of some forms of reactive phosphorus originating from phosphorus fertilization on bare soil, carried by the runoff. The experiment was carried out in Lages, SC, Brazil, with two replications in the field under intense simulated rainfall (64 mm h⁻¹ for 50 minutes). The results indicate that phosphorus may represent a serious environmental risk to water resources of basins at different scales in time and space, through the reactive forms of phosphorus and their different ways of transportation.

Keywords: water erosion; chemical contaminant; losses in runoff.

INTRODUÇÃO

O fósforo naturalmente presente na maior parte dos solos brasileiros normalmente se encontra em baixa concentração (LOPES & GUILHERME, 2007). Porém, em áreas rurais, antropizadas, ele pode ser encontrado em altas concentrações no solo (LOPES *et al.*, 2004) devido às adubações. Essas adubações são feitas de diversas formas, com adubos de diversas fontes, como, por exemplo, dejetos animais aplicados no solo, lodo de esgoto através de "landfarming" (ABNT, 1997; Paula *et al.*, 2006), ou, significativamente mais importante, fertilizantes agrícolas, orgânicos e minerais, altamente concentrado em fósforo solúvel (POTE *et al.*, 1996; WHITERS *et al.*, 2001). Espera-se

que parte do fósforo aplicado ao solo para fins nutricionais de plantas seja perdida e, por isso, sua reposição é feita em níveis superiores aos necessários para satisfazer a demanda das plantas no processo de produção agrícola (CHAVES & OBA, 2004; CUNHA *et al.*, 2010; FONTOURA *et al.*, 2010).

Práticas e metodologias de aplicação de fertilizantes fosfatados e de manejo do solo, em geral, resultam em problemas ambientais decorrentes, principalmente, da chegada dos produtos da erosão aos recursos hídricos. Em trabalho recente desenvolvido pela indústria de fertilizantes brasileira, constatou-se que somente 54% do fosfato aplicado como fertilizante químico era aproveitado pelas plantas, enquanto, os 46%

¹Doutor em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pela (Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Pesquisador da Embrapa Uva e Vinho - Vacaria (RS), Brasil.

²Doutor em Ciência do Solo pela UFRGS. Professor da Universidade do Estado de Santa Catarina (UFSC) - Lages (SC), Brasil.

³Engenheiro Agrônomo pela Universidade de Caxias do Sul (UCS) - Vacaria (RS), Brasil.

⁴Mestre em Ciência do Solo pela (Universidade do Estado de Santa Catarina) UDESC. Professor da Universidade do Planalto Catarinense (UNIPLAC) - Lages (SC), Brasil.

⁵Doutor em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pela UFRGS. Professor da UFRGS - Porto Alegre (RS), Brasil.

Endereço para correspondência: Luciano Gebler - BR 285, km 115, s/n - Zona rural - 95200-000 - Vacaria (RS), Brasil - E-mail: luciano.gebler@embrapa.br

Recebido: 04/09/12 - **Aceito:** 14/05/14 - **Reg. ABES:** 564

restantes eram perdidos para o ambiente, na média nacional (CUNHA *et al.*, 2010). Para culturas anuais, como milho ou soja, por exemplo, a exigência deste nutriente pode variar entre 25 a 45 kg.ha⁻¹.ano⁻¹, ao mesmo tempo em que, para ocasionar a eutrofização acelerada das águas de rios e lagos, basta uma quantidade disponível variando entre 1 e 2 kg.ha⁻¹.ano⁻¹ de fósforo (HANSEN *et al.*, 2002). Isto demonstra o alto risco de eutrofização existente no caso de algumas bacias hidrográficas rurais antropizadas.

Nas últimas décadas, diferentes formas de manejo do solo têm sido adotadas. Em especial, modificações de manejo têm sido praticadas pelos agricultores, como a adoção de cultivo mínimo e semeadura direta nas áreas agrícolas de cultivos anuais (BERTOL *et al.*, 2010) e de plantio direto nas áreas agrícolas de cultivos perenes como a fruticultura (EPAGRI, 2002). Esses sistemas conservacionistas de manejo do solo, por princípio, excluem o revolvimento mecânico intenso do solo, como normalmente se faz no preparo com arados e grades, o que diminui a disponibilização de nutrientes às culturas no perfil do solo. Com isso, outras formas de aplicação de fertilizantes são adotadas, tais como espalhar uniformemente sobre o solo, a lanço, ou a distribuição concentrada nas linhas de semeadura ou plantio, acumulando-os na superfície, o que os deixa mais vulneráveis a ação da água da chuva que escoar na superfície do solo.

A elevada concentração de nutrientes na superfície do solo é substancial, uma vez que a recomendação de adubação no Sul do Brasil, pelos métodos atuais, considera a amostra de solo como sendo representativa de uma coluna de até 20 cm de profundidade (ROLAS, 2004). Por isso, espera-se que os nutrientes contidos nos fertilizantes sejam misturados num volume de solo equivalente a 2.000 m³ por hectare, quando essa camada superficial do terreno é totalmente revolvida pelo preparo mecânico (RAIJ, 2004; ROLAS, 2004).

No caso de manejo conservacionista, sem o preparo prévio de solo, os fertilizantes não são misturados na camada superficial como ocorre quando o solo é preparado com arado e grade no preparo convencional. Assim, encontram-se espalhados na superfície ou semi-incorporados e concentrados nas linhas de semeadura, ficando prontamente disponíveis ao transporte pela água de escoamento superficial (LOPES *et al.*, 2004).

O fósforo espalhado na superfície do solo se comporta segundo a teoria do filme (ZHANG *et al.*, 1997) e, mediante água suficiente, mistura-se com o solo em alta concentração em uma camada de poucos centímetros (em geral, de 0 a 2,5 cm no caso da semeadura direta), conforme Pote *et al.* (1999) e Sharpley *et al.* (1994). O resultado disso é que, uma adubação de fósforo recomendada para um volume de 2.000 m³ha⁻¹ de solo (camada de 0 a 20 cm), efetivamente é aplicada em 250 m³ha⁻¹ (camada de 0-2,5 cm). Nesse nível de saturação, o fósforo que não for convertido imediatamente em nutriente de planta, pode se tornar um contaminante.

Bertol *et al.* (2010) apontam que o fósforo pode gerar dano aos recursos hídricos em áreas agrícolas manejadas sob semeadura direta, mesmo que essas áreas não tenham recebido adubação previamente devido à reciclagem do elemento originado da degradação de resíduos vegetais. Além disso, em algumas áreas de cultivo no Brasil, como por exemplo na região sul, a maior parte das chuvas intensas ocorre durante a época de primavera/verão (INMET, 2011), gerando grandes problemas, uma vez que esse é o período crítico para a disponibilização do fósforo às culturas.

Por isso, o tipo de fonte de fósforo presente, o manejo de solo, o sistema de cultivo e a forma de cobertura vegetal são fatores que podem influenciar a disponibilização das formas reativas de fósforo aos corpos d'água de uma dada área, resultando em diferentes aportes do elemento e diferentes velocidades de impacto segundo estas variações (DANIEL *et al.*, 1994). O momento de maior risco, entretanto, é durante a fase de preparo de solo e/ou, semeadura das culturas, quando a cobertura vegetal viva de uma área é retirada, deixando a superfície mais exposta ao impacto e arraste pela chuva. Outra fase importante é logo após a operação de adubação, em especial quando essa for aplicada a lanço sem revolvimento do solo. Esses momentos são considerados críticos ambientalmente, em uma escala de valores de risco que possa ser aplicada à área.

O objetivo deste trabalho foi quantificar a transferência na superfície do solo de algumas formas de fósforo reativo originário da adubação fosfatada em solo sem cultivo e descoberto, transportado pelo escoamento superficial da água de chuvas simuladas intensas.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido em campo, em maio de 2010, no CAV/UDESC, na região de Lages, SC, situada a latitude 27°49' Sul e longitude 50°20' Oeste, numa altitude de 937 metros, sobre um solo considerado argiloso, classificado como Cambissolo Húmico Alumínico léptico (EMBRAPA, 1999). O clima é caracterizado, segundo Köppen, como Cfb (PEEL *et al.*, 2007) e a precipitação pluvial de 1.600 mm.ano⁻¹ (BERTOL *et al.*, 2004).

O solo da área experimental apresenta 270, 490 e 240 g.kg⁻¹ de argila, silte e areia, respectivamente, na camada de 0 a 17 cm. Nessa mesma camada, na condição original do solo, apresentava: 4,8 de pH em água (1:1); 6,9 e 173 mg.kg⁻¹ de P disponível e K trocável, respectivamente; 2,5, 1,9 e 4,4 cmol_c.kg⁻¹ de Ca, Mg e Al trocáveis, respectivamente; e 28 g.kg⁻¹ de carbono orgânico, sendo que nunca foi usado para uso agrícola e nem sofrendo preparo ou adubação prévia a este experimento.

Na camada de 0 a 3 cm, o solo das parcelas apresentava 1,9, 1,8 e 2,2 mg.kg⁻¹ de P disponível nas posições superior (um metro abaixo da cabeceira superior), intermediária (metade da parcela) e inferior (um metro acima do coletor inferior da parcela), respectivamente, antes

da aplicação do fertilizante fosfatado. Imediatamente após a aplicação do fertilizante (superfosfato triplo comercial), o teor do elemento na mesma camada do solo, considerando os grânulos de adubo e nas respectivas posições das parcelas, passou a ser de 36,9, 42,1 e 36,9 mg.kg⁻¹.

A unidade experimental era composta de duas repetições de campo (parcelas A e B), com declividade média de 0,135 m.m⁻¹ e dimensões de 3,5 m de largura e 11 m de comprimento (38,5 m²), ou seja, de tamanho padrão para pesquisa de erosão sob chuva simulada (WISCHMEIER & SMITH, 1978), instalada conforme Bertol *et al.* (2004).

O solo foi mantido livre de vegetação nos últimos dois anos, tendo sido preparado com uma aração e duas gradagens por quatro vezes nesse período. Além disso, capinas manuais foram efetuadas, sempre que necessário, para controlar o crescimento de vegetação. Antes do teste de chuva simulada, a área passou ainda por uma limpeza manual de pedras e vegetação, simulando uma área de solo totalmente exposta ao ambiente.

Na parte inferior de cada parcela, foi instalada uma estrutura composta de uma calha coletora acoplada a um cano PVC de 75 mm de diâmetro e 6 m de comprimento que conduzia a água de escoamento superficial desde a parcela até o ponto de coleta de amostras, conforme descrito em Bertol *et al.* (2004).

O solo foi mantido em regime de saturação de água, aplicando-se uma chuva prévia com duração de 90 min e intensidade planejada de 64 mm.h⁻¹ através de um simulador de chuvas rotativo (SWANSON, 1965), na qual o escoamento superficial de água iniciou aos 40 min, resultando em uma saturação contínua de 50 min. Esta intensidade de precipitação é condizente com a máxima média esperada para uma hora para um período de retorno de 15 anos nas regiões de Lages e Campos Novos (SC), segundo Cardoso *et al.* (1998).

Após esta chuva de saturação, houve um intervalo de aproximadamente 10 min até o início da chuva teste, durante os quais amostras do solo foram coletadas nas parcelas, na profundidade de 0 a 3 cm, com auxílio de uma espátula (tempo zero – T0), nas seguintes posições da parcela: uma amostra no terço superior (1 metro abaixo da borda superior), outra no terço médio (faixa central) e, outra amostra, no terço inferior (1 metro acima da borda inferior).

Ainda dentro do intervalo de 10 minutos, após a coleta do solo, espalhou-se na superfície do solo, manualmente, a lanço e sem incorporação, uma dosagem de 1,75 kg por parcela de superfosfato triplo (42% P₂O₅), equivalente a 210 kg.ha⁻¹ de fósforo, segundo recomendação de adubação de base (inicial) para o preparo de áreas na cultura da maçã. Em seguida, efetuou-se nova coleta do solo, nas mesmas posições das parcelas (tempo 1 - T1). Sobre essa situação, iniciou-se a chuva simulada, com intensidade planejada de 64 m.mh⁻¹ e duração de 50 min.

Amostras de enxurrada foram coletadas ao final das parcelas experimentais, de 5 em 5 min, a partir do início do escoamento superficial,

totalizando 10 amostras por parcela, para posterior análise química. A água da enxurrada foi coletada em frascos plásticos de boca larga, com volume de 700 mL, e armazenada sob refrigeração a 4°C até a realização das análises químicas para o fósforo reativo total e fósforo dissolvido, executadas em um período de 24 a 48 horas após a coleta.

Durante a chuva teste, amostras do solo também foram coletadas nas parcelas, de 10 em 10 min, denominadas de T2, T3, T4, T5 e T6, totalizando cinco amostras, nas mesmas posições na superfície do solo e do mesmo modo como descrito para as coletas em T0 e em T1. O solo foi acondicionado em sacos plásticos de polipropileno. Em laboratório, as amostras foram tratadas de formas diferentes para as análises de solo e de água.

No caso das amostras de enxurrada, foram retiradas alíquotas de água dos frascos de amostra armazenadas, após um período de agitação manual de 10 segundos. Para análise de fósforo reativo em água (dissolvido, total e em suspensão), seguiu-se a metodologia do ácido ascórbico descrito no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998).

Para a determinação do fósforo reativo dissolvido (FRD), foi retirado um volume de 100 mL, que foi filtrado em filtros de acetato com diâmetro menor que 0,45 µm. Desta alíquota, era retirado um volume de 50 mL, que foi depositado em um frasco erlenmeyer de 125 mL.

Outra amostra de 50 mL do líquido era retirada bruta do frasco de boca larga e mantida sem filtragem, para determinação do fósforo reativo total (FRT), seguindo o mesmo procedimento descrito acima. Após isto, foram adicionados 0,05 mL de indicador fenolftaleína para verificação da necessidade de acidificação com H₂SO₄.

Em seguida, foram adicionados 8,0 mL de um reagente combinado (50 mL 5N H₂SO₄ + 5 mL de solução de tartarato antimônio potássio + 15 mL de solução de molibdato de amônio e 30 mL de solução de ácido ascórbico), e deixado reagir por um período mínimo de 10 e máximo de 30 minutos.

Antes do tempo de reação atingir 30 minutos foi efetuada a leitura em espectrofotômetro colorimétrico com faixa de onda de 880 nanômetros para absorbância. A leitura foi comparada com o resultado obtido de uma curva de calibração, previamente preparada e lida.

Para a obtenção dos resultados de fósforo reativo em suspensão (FRS), efetuou-se a subtração da parcela de fósforo reativo dissolvido da parcela de fósforo reativo total, o que representou o fósforo presente nos sedimentos em suspensão. Após a retirada da alíquota para a análise da água para análise do FRT e FRD, o excedente da amostra de campo era filtrado em papel filtro com diâmetro >0,45 µm. Após isso, os sedimentos separados do líquido eram secos em estufa mantida a 40°C por 24 horas. Desta amostra seca, foi separada uma amostra de 10 g de sedimentos e moída, da qual se retirou 3 g e analisado o teor de fósforo nos sedimentos arrastados pela enxurrada. O procedimento seguiu o método do extrator duplo-ácido (Mehlich-1), descrito em Tedesco *et al.* (1995).

A análise química do fósforo presente nas amostras de solo coletado nas parcelas, para as diferentes posições e na profundidade de 0 a 3 cm, seguiu a mesma metodologia de análise química dos sedimentos contidos na enxurrada. Para fins de comparação do teor de fósforo nos sedimentos da enxurrada com o possível aporte de fósforo oriundo de uma determinada bacia hidrográfica, o teor de fósforo contido nos sedimentos da enxurrada quantificado no presente experimento foi convertido para quantidade do elemento por hectare.

Sobre os resultados das análises de água e de solo obtidos aplicou-se a análise estatística (ANOVA) com o software Assistat⁴, além da construção de gráficos com a curva de regressão dos modelos pelo software Sigmaplot para Windows versão 11.0, (Usando teste t ou F, segundo a significância mais restritiva).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O impacto da adubação fosfatada em uma área agrícola é notório e pode ser visualizado nos resultados apresentados no Quadro 1. O teor de fósforo no momento T0 (ou seja, antes da adubação) representa o fósforo previamente existente no solo, enquanto, no momento T1, tem-se o teor do elemento disponibilizado ao ambiente imediatamente após a aplicação do fertilizante. Em T1, os teores de fósforo no solo são 10 a 100 vezes maiores do que em T0.

Além do procedimento de saturar previamente o solo nas parcelas experimentais por meio de chuva (o que possibilitou a ocorrência de escoamento superficial imediatamente após iniciar a chuva teste), a elevação dos níveis de fósforo no solo por meio da aplicação do adubo fosfatado simulou a condição de risco ambiental mais grave para os recursos hídricos que eventualmente se situassem em uma cota inferior à das parcelas, caso estas representassem uma área de produção agrícola em uma bacia. Assim, o fluxo de água decorrente dessa situação foi suficiente para propiciar a transferência do fósforo que estava disponível na superfície do solo decorrente da fertilização aplicada a lanço.

Inicialmente, esperava-se que a transferência de fósforo entre um ponto e outro de coleta de solo nas parcelas ocorresse já nos momentos iniciais do escoamento. Isto resultaria em alta perda de fósforo da posição 1 (ponto mais alto nas parcelas), manutenção do teor original de fósforo na posição 2 e acúmulo de fósforo na posição 3 (ponto mais baixo nas parcelas). Tudo creditado ao movimento dos sedimentos entre esses pontos na superfície do solo nas parcelas ocasionado pelo processo erosivo.

Apesar de em T6 ter ocorrido o acúmulo de fósforo na superfície do solo na posição 3 (50% em relação à posição 1 e 49% em relação à posição 2), que era inicialmente previsto, o mesmo não aconteceu na posição 2e. A perda do elemento na posição 1 ocorreu também em menor grau do que o esperado. Isso demonstrou que o fluxo de arraste apresenta uma capacidade de, dependendo da condição do local e das condições da chuva, promover a transferência mássica de fósforo como contaminante da superfície agrícola para um corpo d'água próximo.

Observando o comportamento individualizado para cada posição, verificou-se que na posição 2 o acúmulo máximo em relação às demais posições ocorreu em T1 e T2 decaindo rapidamente até o mínimo em T3 (24% do fósforo em T2), quando estabilizou nesse patamar, evidenciando a ação do fluxo de arraste no meio da rampa. Não houve o mesmo comportamento abrupto para a posição 1. Isso pode ter sido influenciado pela proximidade do ponto 1 com a parede superior da parcela experimental, que impedia a formação de fluxos de água mais fortes naquele ponto, ao contrário do que ocorreu nos pontos 2 e 3.

O comportamento de decaimento abrupto de fósforo não foi observado na posição 3. Porém, no momento T6 houve o acúmulo rápido de uma grande massa de fósforo, respectivamente 59 e 49% a mais que o fósforo disponível nas posições 1 e 2 para aquele momento (Figura 1).

Isto indica que na posição 3 houve deposição de parte do fósforo presente nos sedimentos originários das posições 2 e 1, já que, provavelmente, a enxurrada não apresentava energia suficiente

Quadro 1 - Teor de fósforo no solo ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) na camada de 0-3 cm de profundidade, segundo a posição de coleta na parcela (1, 2 e 3), nos momentos T0 e T1 antes da aplicação da chuva e nos momentos T2 a T6 durante o período de ocorrência da chuva simulada.

Momento da coleta	Parcela A			Parcela B		
	1	2	3	1	2	3
	$\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$					
T0	2,03	0,44	2,99	1,74	3,14	1,47
T1	32,92	42,30	39,38	40,92	41,83	34,48
T2	39,40	36,79	41,50	17,89	36,42	16,39
T3	16,62	12,50	32,34	10,38	5,67	14,52
T4	24,89	14,75	26,79	7,54	11,68	10,79
T5	12,23	7,44	13,65	8,78	12,09	7,67
T6	14,52	13,53	27,86	9,37	6,43	12,65

T0: imediatamente antes da adição do fertilizante e da chuva; T1: imediatamente após a adição do fertilizante e antes da chuva; T2 a T6: em intervalos de 10 min a partir de T1 até o fim da chuva simulada.

para deslocar os sedimentos para fora das parcelas (comprimento de 11 m). Entretanto, os teores de fósforo no momento T6 ainda foram inferiores aos teores no momento T1, indicando que a maior parte do elemento foi solubilizada e transportada para fora das parcelas, provavelmente na forma de FRD, baseado na natureza solúvel do fertilizante utilizado.

Os resultados até aqui discutidos são condizentes com trabalhos realizados anteriormente, como os de Shigaki *et al.* (2006, 2007), em relação ao comportamento temporal do deslocamento espacial do fósforo sobre o solo. O valor resultante do teste de correlação entre as parcelas, obtido pela média dos tempos com o software estatístico ASSISTAT (ASSISTAT, 2010), foi de $r^2 = 0,855$, a um nível de significância de 5%.

Observando a concentração de fósforo oriundo do fertilizante na superfície do solo (presente no sedimento coletado do fluxo de água da enxurrada), na média das parcelas, é possível notar que ocorreu decréscimo constante de fósforo ligado ao sedimento das amostras coletadas ao longo do tempo (Figura 2), consequentemente, com provável transferência para a água da enxurrada. Isso comprova que, em uma situação de alto risco ambiental como a exposta, a probabilidade de que o fósforo disponibilizado para o solo na forma de adubo, sem tempo hábil de se ligar aos sítios de troca do solo, possa a ser arrastado pela água em direção aos cursos d'água, causando dano ambiental.

Essa experiência reforça a ideia de que a maior parte do fósforo solúvel seja fortemente arrastada pela enxurrada no início da chuva. Segundo os dados apresentados na Figura 2, analisando o comportamento das formas reativas (fósforo reativo dissolvido – FRD; fósforo reativo total – FRT; fósforo reativo em suspensão – FRS), observou-se que a perda do FRT resultou uma diferença de até 300% da concentração inicial em relação à final de P, sendo condizente com o trabalho de Davis *et al.* (2005).

Isto demonstra que, apesar do fósforo dissolvido estar distribuído nas três formas reativas durante a enxurrada, a importância dos sedimentos finos em suspensão, representados no FRS como reservatório do fósforo, varia ao longo do tempo e, uma vez que os sítios de ligação estejam saturados, o FRD pode se tornar a forma mais importante do elemento na enxurrada.

Isto modifica a maneira de avaliar o transporte deste elemento em enxurradas oriundas de áreas agrícolas recém adubadas. Afinal, havendo predominância do FRD, o fósforo se apresenta na forma prontamente disponível às algas e bactérias aquáticas, causadoras de floração algal (SHARPLEY *et al.*, 1981; BUNDY *et al.*, 2001; SHIGAKI *et al.*, 2007). A parcela do fósforo reativo suspenso (FRS) que consegue atingir o corpo hídrico, por sua vez, deve ser vista como agente disparador de eventos retardados de eutrofização pois passará a disponibilizar fósforo lentamente, resultando em danos ambientais a médio e longo prazo (SHIGAKI *et al.*, 2006).

A análise de sedimentos grosseiros e partes de solo depositados, não considerados como parte do FRT ou do FRS, obtidos após a filtração da amostra e que são o principal foco dos estudos de perda de solo por

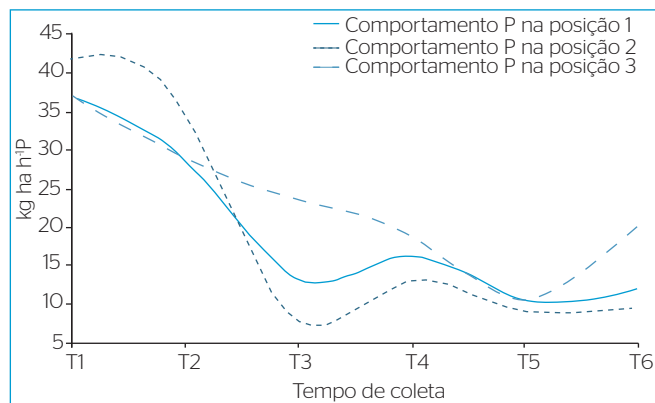


Figura 1 - Comportamento da transferência do fósforo segundo a posição de coleta na parcela, na camada de 0 a 3 cm de solo durante o período de chuva.

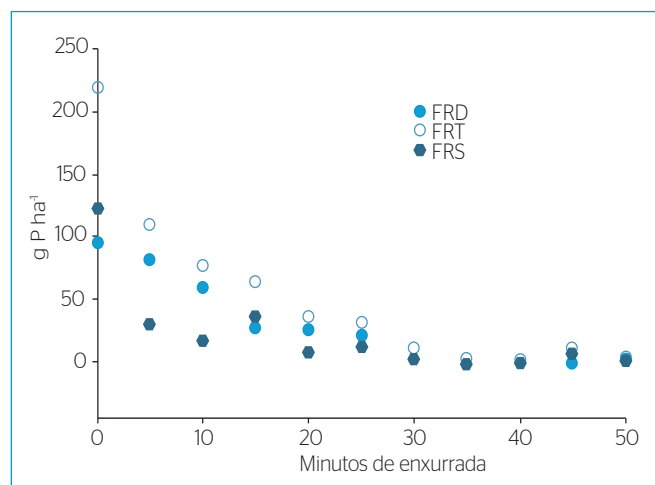


Figura 2 - Curvas de arraste de fósforo presente na água e no sedimento coletado do fluxo da enxurrada e originado do fertilizante solúvel disposto sobre o solo das parcelas.

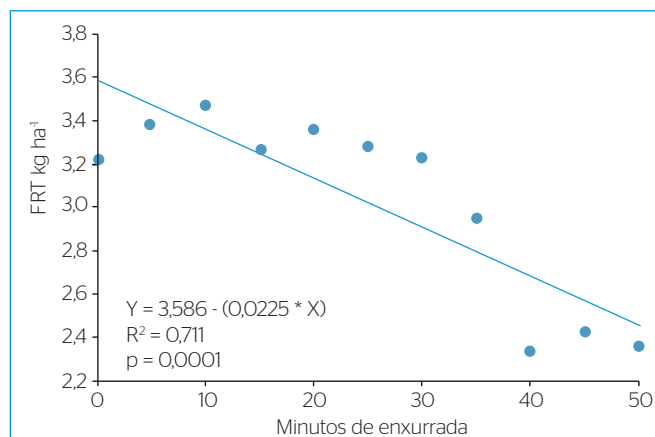


Figura 3 - Comportamento do teor de fósforo reativo presente nos sedimentos depositados pela enxurrada.

erosão, demonstrou, por outro lado, que é nessa fração que a maior parte do fósforo inorgânico granulado perdido na enxurrada pode ser encontrada, ficando depositada no fundo dos frascos de coleta, e relacionada àquela parte da enxurrada que é depositada a curtas distâncias. O comportamento do fósforo nesse material pode ser observado na Figura 3.

Assim, como forma de solução, sistemas de manejo conservacionista de solo podem ser uma alternativa viável de controle desta forma de poluição, desde que associados a obras hidráulicas de ordem física para retenção da enxurrada ou para aumentar a infiltração de água no solo, concordando com Leite *et al.* (2004) e Barbosa *et al.* (2009). Caso contrário, esses sistemas conservacionistas de manejo baseados somente em cobertura de solo podem também ser vistos como fonte de risco ambiental.

Além disso, uma vez que o fósforo agrícola é adicionado ao solo por motivos econômicos sem a preocupação prévia com a questão ambiental, é correto afirmar que, na maioria dos casos e havendo tempo hábil, se ocorrer uma chuva logo após a aplicação do fertilizante ao solo, haverá a necessidade do produtor rural de repetir a adubação após a ocorrência de um evento de chuva crítica.

Apesar do custo de insumos agrícolas atuais, em culturas de alto retorno econômico, isto ocorre principalmente se a área ainda não houver sido semeada ou plantada, gerando o risco de que ocorram ondas massivas e subseqüentes de aporte de fósforo, dependendo da periodicidade e intensidade das chuvas. Isto deve ser classificado como o pior cenário de risco. Esta hipótese não pode ser descartada em uma análise ambiental.

Caso esse cenário ocorra, pode comprometer os recursos hídricos das bacias rurais atingidas à medida que houver a intensificação da adubação fosfatada nas áreas vizinhas aos cursos d'água. Desse modo, recomenda-se a urgente adoção do planejamento conservacionista das áreas produtivas, com vistas ao equilíbrio ambiental, em substituição ao atual modelo convencional e produtivista.

CONCLUSÕES

A maior parte do fósforo agrícola solúvel é arrastada no período inicial da chuva, resultando em grandes riscos ao ambiente. O fósforo reativo resultante da dissolução do fertilizante também é arrastado na forma adsorvida aos sedimentos finos em suspensão, em concentrações menores do que o fósforo solúvel que foi arrastado pela água da chuva.

No início da enxurrada, as formas reativas de fósforo presentes na água da mesma se encontram em suspensão e/ou ligadas aos sedimentos menores e, ao longo do tempo de duração da enxurrada, encontram-se dissolvidas em água. Estas diferentes maneiras de transporte de fósforo pelo escoamento superficial resultam em diferentes escalas de risco no tempo e no espaço.

O fertilizante químico fosfatado solúvel é uma importante fonte de fósforo na forma reativa que pode ameaçar os recursos hídricos de várias maneiras em situação de enxurrada resultante de chuva crítica.

REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). (1998) Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington: APHA, 937 p.

ASSISTAT. Disponível em: <<http://www.assistat.com>>. Acesso em 15 out. 2010.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). (1997) Tratamento do solo: landfarming (NBR 13894). Rio de Janeiro: ABNT.

BARBOSA, F.T.; BERTOL, I.; LUCIANO, R.V.; GONZALES, A.P. (2009) Phosphorous losses in water and sediments in runoff of the water erosion in oat and vetch crops seed in contour and downhill. Soil and Tillage Research, v. 106, p. 22-28.

BERTOL, I.; LEITE, D. GUADAGNIN, J.C.; RITTER, S.R. (2004) Erosão hídrica em um nitossolo háptico submetido a diferentes sistemas

de manejo sob chuva simulada: perdas de nutrientes e carbono orgânico. Revista Brasileira de Ciências do Solo, v. 28, p. 1045-1054.

BERTOL, J.O. RIZZI, N.E.; FAVARETTO, N.; LANA, M.C. (2010) Phosphorus loss by surface runoff in no-till system under mineral and organic fertilization. Scientia Agricola, v. 67, p. 71-77.

BUNDY, L.G.; ANDRASKI, T.W. & POWELL, J.M. (2001) Management practice effects on phosphorus losses in runoff in corn production Systems. Journal of Environmental Quality, v. 30, p. 1822-1828.

CARDOSO, C.O.; ULMANN, M.N., BERTOL, I. (1998) Análise de chuvas intensas a partir da desagregação das chuvas diárias de Lages e Campos Novos (SC). Revista Brasileira de Ciências do Solo, v. 22, p. 131-140.

CHAVES, A.P. & OBA, C.A.I. (2004) Críticas ao modelo brasileiro de fertilizantes fosfatados de alta solubilidade. CETEM, p. 6-24.

- CUNHA, J.F.; CASARIN, V.; PROCHNOW, L.I. (2010) Balanço de nutrientes na agricultura brasileira. *Informações Agrônomicas*, v. 130, p. 1-11.
- DANIEL, T.C.; SHARPLEY, A.N.; EDWARDS, D.R.; WEDEPOHL, R.; LEMUNYON, J.L. (1994) Minimizing surface water eutrophication from agriculture by phosphorous management. *Journal of Soil and Water Conservation*, v. 40, p. 30-38.
- DAVIS, R.L. ZHANG, H.; SCHRODER, J.L.; WANG, J.J.; PAYTON, M.E.; ZAZULAK, A. (2005) Soil characteristics and phosphorus level effect on phosphorus loss in runoff. *Journal of Environmental Quality*, v. 34, p. 1640-1650.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). (1999) Sistema brasileiro de classificação dos solos. Brasília: Embrapa Produção da Informação, 412 p.
- EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA E EXTENSÃO RURAL DE SANTA CATARINA (EPAGRI). (2002) Manual da cultura da macieira. Florianópolis: Epagri. 743 p.
- FONTOURA, S.M.; VIEIRA, R.C.B.; BAYER, C.; ERNANI, P.R.; MORAES, R.P. (2010) Eficiência técnica de fertilizantes fosfatados em latossolos sob plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 34, p. 1907-1914.
- HANSEN, N.C.; DANIEL, T.C.; SHARPLEY, A.N.; LEMUNYON, J.L. (2002) The fate of phosphorus in agricultural systems. *Journal of Soil and Water Conservation*, v. 57, p. 408-417.
- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/>>. Acesso em: jan. 2011.
- LEITE, D. BERTOL, I.; GUADAGNIN, J.C.; SANTOS, E.J.; RITTER, S.R. (2004) Erosão hídrica em um nitossolo háplico submetido a diferentes sistemas de manejo sob chuva simulada: perdas de solo e água. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 28, n. 6, p. 1033-1044.
- LOPES, A.S. & GUILHERME, L.R.G. (2007) Fertilidade do solo e a produtividade agrícola. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ, V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTU, R.B.; NEVES, J.C.L. (eds.). *Fertilidade do Solo*. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p. 01-64.
- LOPES, A.S. WIETHÖLTER, S.; GUILHERME, L.R.G.; SILVA, C.A. (2004) Sistema plantio direto: bases para o manejo da fertilidade do solo. São Paulo: Associação Nacional para Difusão de Adubos, 110 p.
- PEEL, M.C.; FINLAYSON, B.L.; MCMAHON, T.A. (2007) Update world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hidrology and Earth System Sciences*, n. 11, p. 1633-44.
- POTE, D.H.; DANIEL, T.C.; SHARPLEY, A.N.; MOORE JR., P.A.; EDWARDS, D.R.; NICHOLS, D.J. (1996) Relating extractable soil phosphorous to phosphorous losses in runoff. *Soil Science Society of America Journal*, v. 60, p. 855-859.
- POTE, D.H.; DANIEL, T.C.; NICHOLS, D.J.; SHARPLEY, A.N.; MOORE JR., P.A.; MILLER, D.M.; EDWARDS, D.R. (1999) Relationship between phosphorus levels in three ultisols and phosphorous concentrations in runoff. *Journal of Environmental Quality*, v. 28, p. 170-175.
- RAIJ, B.V. (2004) Fósforo no solo e interação com outros elementos. In: YAMADA, T. & ABDALLA, S.R.A. *Simpósio sobre Fósforo na Agricultura Brasileira*. Piracicaba: POTAFÓS.
- REDE OFICIAL DE ANÁLISE DE SOLO E DE TECIDO VEGETAL (ROLAS). (2004) Manual de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.
- SHARPLEY, A.N.; MENZEL, R.G.; SMITH, S.J.; RHOADS, E.D.; OLNES, A.E. (1981) The sorption of soluble phosphorus by soil material during transport in runoff from cropped and grassed watersheds. *Journal of Environmental Quality*, v. 10, p. 211-215.
- SHARPLEY, A.N.; CHAPRA, S.C.; WEDEPOHL, R.; SIMS, J.T.; DANIEL, T.C.; REDDY, K.R. (1994) Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: issues and options. *Journal of Environmental Quality*, v. 23, p. 437-451.
- SHIGAKI, F.; SHARPLEY, A.; PROCHNOW, L.I. (2006) Source-related transport of phosphorus in surface runoff from soil trays. *Journal of Environmental Quality*, v. 35, p. 2229-2235.
- SHIGAKI, F.; SHARPLEY, A.; PROCHNOW, L.I. (2007) Rainfall intensity and phosphorus source effects on phosphorus transport in surface runoff from soil trays. *Science of Total Environment*. v. 373, p. 334-343.
- SWANSON, N.P. (1965) A rotating-boom rainfall simulator. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, v. 8, p. 71-72.
- TEDESCO, M.J.; GIONELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLWESS, S.J. (1995) *Análise de solo, plantas e outros materiais*. Porto Alegre: Departamento de Solos UFRGS, p. 20-24.
- WHITERS, P.J.A.; CLAY, S.D.; BREEZE, V.G. (2001) Phosphorous transfer in runoff following application of fertilizer, manure and sewage sludge. *Journal of Environmental Quality*, v. 30, p. 180-188.
- WISCHMEIER, W.H. & SMITH, D.D. (1978) *Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning*. Washington: United States Department of Agriculture, 58 p.
- ZHANG, X.C.; NORTON, D.; NEARING, M.A. (1997) Chemical transfer from soil solution to surface runoff. *Water Resources Research*, v. 33, p. 809-815.