

ARRASTE SUPERFICIAL DE FÓSFORO REATIVO EM PEQUENAS BACIAS HIDROGRÁFICAS SOB DIFERENTES TIPOS DE MANEJO AGRÍCOLA E POSSÍVEL IMPACTO NOS RECURSOS HÍDRICOS E NO SISTEMA DE GESTÃO: UMA PROPOSTA PRELIMINAR.

Carrying off Reactive Phosphorous by Runnoff in Small basins in Different Types of Agricultural Management System: A Preliminary Proposal.



Luciano Gebler¹
Ildegardis Bertol²
Roger Robert Ramos³
Fabrício Tondello Barbosa⁴
Bruna Moreira Schrammel⁵
Jose Antônio Saldanha Louzada⁶

Dirección de contacto: BR 285, KM 115 – Vacaria – Rio Grande do Sul – 95299-000 – Brasil Tel.:+55(54)3231-8300 – Fax: +55(54)3231-8300. e-mail: lugebler@cnpuv.embrapa.br

ABSTRACT

The behavior of dissolved reactive phosphorus in the soil may depend on the different systems of soil management, providing a timely management of impacts on the environment. The aim of this study was to assess the form of drag and reactive phosphorus in different types of ground cover offered and suggest alternatives to the traditional management in agricultural areas of the basins. The study was conducted in Lages, SC, between the November/2009 março/2010, a Inceptsoil under five different types of crops randomly distributed, with two replications. There were three tests of simulated rain with 90 minutes in duration and intensity of 64 mm h^{-1} , using rainfall simulator rotating boom type Swanson. The tests were carried out at 30, 69 and 105 days after sowing. Losses of phosphorus in runoff varied with rainfall tests, but not with the types of farming system. The plots with soybean and corn were the bachelor results closer than expected, while the plots of bare soil and bean showed the highest difference of the expected behavior in relation to the behavior of reactive phosphorus in comparison to the total reactive phosphorus filtrado. Com base this, it is suggested that management of small rural watersheds take into account the type of management that will be given to the ground in order to adapt where necessary physical structures to contain runoff. Likewise, the management should take into account the times that offer greater risk, which would be the time of planting and harvest, depending on the way it is made.

KeyWords: Reactive Agricultural contaminants, agricultural environmental management, risk indicator

¹ Embrapa Uva e Vinho/Universidade de Caxias do Sul - UCS/CAMVA

² Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC/CAV.

³ Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC/CAV.

⁴ Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC/CAV.

⁵ Universidade de Caxias do Sul - UCS/CAMVA

⁶ Universidade Federal do Rio Grande do Sul - Instituto de Pesquisas Hidráulicas/IPH

ARRASTE SUPERFICIAL DE FÓSFORO REATIVO SOB DIFERENTES TIPOS DE MANEJOS AGRÍCOLAS EM PEQUENAS BACIAS RURAIS E POSSÍVEIS IMPACTOS NOS RECURSOS HÍDRICOS LOCAIS E SEUS SISTEMAS DE GESTÃO: UMA PROPOSTA PRELIMINAR.

Resumo

O comportamento do fósforo reativo dissolvido no solo pode depender dos diferentes sistemas de manejo do solo, possibilitando um manejo pontual dos impactos no ambiente. O objetivo deste trabalho foi verificar a forma de disponibilização e o arraste do fósforo reativo sob diferentes tipos de cobertura de solo oferecido e sugerir alternativas para o manejo tradicional nas áreas agrícolas das bacias. O trabalho foi desenvolvido em Lages, SC, entre novembro/2009 a março/2010, num Cambissolo Húmico aluminico léptico, sob 5 diferentes tipos de cultivos casualmente distribuídos, com duas repetições cada. Realizaram-se três testes de chuva simulada, com 90 minutos de duração e intensidade de 64 mm h^{-1} , utilizando simulador de chuva de braços rotativos tipo Swanson. Os testes foram realizados a 30, 69 e 105 dias após a sementeira. As perdas de fósforo no escoamento superficial variaram com os testes de chuva, mas não com os tipos de sistema de cultivo. As parcelas com soja e com milho solteiro apresentaram os resultados mais próximos do esperado, enquanto que as parcelas de solo descoberto e de feijão apresentaram a maior diferença do comportamento esperado em relação ao comportamento do fósforo reativo total em comparação ao fósforo reativo filtrado. Com base nisto, sugere-se que o gerenciamento de pequenas bacias hidrográficas rurais leve em conta o tipo de manejo que será dado ao solo, a fim de adaptar, quando necessário, estruturas físicas para contenção de enxurradas. Da mesma forma o gerenciamento deverá levar em conta as épocas que proporcionam maior risco, que seriam as épocas de plantio e colheita, dependendo da forma com que é efetuada.

Palavras-chave: Contaminantes de origem agrícola, Gestão do ambiente agrícola, Indicador de risco.

Introdução

Os nutrientes Nitrogênio e Fósforo, presentes nos fluxos decorrentes de enxurradas ocorridas sobre solos agrícolas, são reconhecidamente as principais fontes não pontuais de contaminação de recursos hídricos (Pote *et al.*, 1996; Hart & Quin, 2003; Bertol *et al.*, 2004). Os principais riscos envolvem a eutrofização de corpos d'água com conseqüente diminuição da qualidade da mesma na bacia (Langdale *et al.*, 1985; Daniel *et al.*, 1994; McIsaac *et al.*, 1995; Whithers *et al.*, 2001), danos econômicos (Colacicco *et al.*, 1989), ou à saúde humana (Avalos *et al.*, 2009). Ao mesmo tempo, a legislação brasileira não reconhece o elemento Fósforo como um possível contaminante de solo (Conama, 2009), reforçando a percepção do produtor rural de que a adubação aplicada ao solo, quando orientada a este elemento, só deve obedecer a critérios produtivos e econômicos, desconsiderando as questões ambientais.

Diferente do Nitrogênio que pode ser metabolizado diretamente da atmosfera por algumas espécies de algas azuis, o Fósforo é considerado a chave destes fenômenos, pois, é normalmente o elemento limitante para o desenvolvimento da biota nos corpos d'água (Pote *et al.*, 1996; Langdale *et al.*, 1985; Hart *et al.*, 2004). Em água, os limites para que os processos vinculados a eutrofização sejam desencadeados situam-se entre 0,001 e 0,3 mg L^{-1} , valores estes considerados baixos em relação à concentração de fósforo encontrada na porção de solo agrícola perdido por evento de erosão (Daniel *et al.*, 1994; McIsaac *et al.*, 1995; Barbosa *et al.*, 2009).

Apesar da maior quantidade de fósforo carregado pela erosão hídrica estar presente nos sedimentos arrastados, ou em suspensão (Bertol *et al.*, 2004; Gérard-Marchant *et al.*, 2005; Barbosa *et al.*, 2009), ele rapidamente se deposita no solo ao longo de um declive, reduzindo o risco de causarem grande impacto na bacia (McIsaac *et al.*, 1995).

Já o fósforo na forma dissolvida permanece em suspensão no fluxo de enxurrada por distâncias maiores, apresentando concentração inferior daquela encontrada nos sedimentos em suspensão mas suficiente para disparar o processo degradativo na água, representando maior risco de impacto ambiental na bacia (Daniel *et al.*, 1994; McIsaac *et al.*, 1995; Gérard-Marchant *et al.*, 2005). Esta fonte de risco vem aumentando com a expansão de sistemas de manejo do solo como a sementeira direta, por exemplo. Nesse sistema, a massa de sedimentos deixa de ser a fonte mais importante de fósforo devido ao efeito da palha que filtra os sedimentos. No entanto, o aumento na

concentração do fósforo reativo na água da enxurrada e a maior disponibilização deste elemento pela degradação da matéria orgânica na superfície do solo, oferece também grande risco de contaminação.

Pela dificuldade da retenção ou retirada deste fósforo dissolvido, diversos autores concordam que a ação preventiva é a forma mais eficaz de reduzir o risco de um possível dano ambiental, seja agindo na redução das fontes em áreas sensíveis, seja através do manejo integrado das áreas agrícolas.

O objetivo deste trabalho foi verificar a forma de disponibilização e o arraste do fósforo reativo sob diferentes tipos de cobertura de solo oferecido e sugerir alternativas para o manejo tradicional nas áreas agrícolas das bacias.

Hipóteses:

O arraste superficial de Fósforo reativo na água de escoamento superficial como contaminante originado do solo agrícola e o risco de contaminação dos recursos hídricos de uma bacia são gerenciados por meio do manejo integrado do ambiente e não somente pelo controle isolado da erosão do solo.

Metodologia

O experimento é parte da tese de doutorado do primeiro autor e está sendo conduzido em uma área experimental do Centro de Ciências Agroveterinárias, da Universidade do Estado de Santa Catarina (CAV-UDESC), situada a latitude 27°49' Sul e longitude 50°20' Oeste, numa altitude de 937 metros, sobre Cambissolo Húmico aluminico léptico argiloso [14], na região de Lages-SC, com clima também caracterizado por Köeppen como Cfb (Peel *et al.*, 2007) e chuvas na faixa de 1600 mm ano⁻¹ (Bertol *et al.*, 1994). Esta condição determinou a escolha do padrão de chuvas simuladas, observando a intensidade e duração no tempo de retorno em torno de 15 anos.

Seguindo a metodologia aplicada por Gobbi (2009), foram estabelecidas 10 parcelas experimentais. Em quatro tratamentos utilizou-se a semeadura direta sob os cultivos de: milho solteiro, feijão solteiro, soja solteira, milho e feijão consorciados; adicionalmente, estudou-se um tratamento em solo sem cultivo com a superfície totalmente descoberta. As 10 parcelas foram distribuídas ao acaso.

Cada parcela apresenta área de 38,50 m², delimitadas por placas galvanizadas com as dimensões de 30 cm de altura (cravadas em torno de 10 cm no solo), 11,00 m lineares no comprimento do declive e 3,50 m lineares na largura da parcela. Entre as parcelas era deixado um espaçamento de 3,5 metros para posicionamento do simulador de chuvas. Na parte inferior do declive foi instalada uma estrutura coletora na forma de funil, a fim de reunir toda a água de escoamento superficial em um único ponto, que era conduzido por um cano de 75 mm de diâmetro e 6,00 m de comprimento até o ponto de coleta. As parcelas com solo descoberto serviram como comparativo da contribuição natural de fósforo do solo, simulando a pior situação possível. Em todas as parcelas, preliminarmente retiraram-se amostras de solo para determinação da umidade inicial.

O simulador de chuvas com braços rotatórios e os aspersores de chuva (15 para o experimento em questão), estão distribuídos helicoidalmente, em uma espiral concêntrica no conjunto dos braços do simulador, com um diâmetro de 15 metros aproximadamente, cobrindo uma área de 176,71 m² por chuva simulada. Em cada simulação, o aparelho foi ajustado para produzir constantemente em torno de 64 mm h⁻¹ de precipitação de água proveniente de açude, a qual foi testada quimicamente para determinar a contribuição de fósforo da fonte.

As amostras de água e os sedimentos arrastados pela enxurrada foram coletados em frascos plásticos de boca larga, com volume de 700 mL, e armazenadas sob refrigeração a 4,0° Celsius até a execução das análises químicas de fósforo reativo total, fósforo reativo dissolvido e, por diferença, fósforo reativo presente no substrato em suspensão. Ao mesmo tempo, foram recolhidos os dados de fluxo para quantificação da concentração do fósforo reativo na enxurrada.

Em laboratório, a análise de fósforo reativo (dissolvido, total e em suspensão), foi feita pelo método do ácido ascórbico, conforme descrito no “Standard Methods for the examination of water and wastewater” (Eaton *et al.*, 2005).

Resultados e Discussão

Os resultados preliminares apontam que o fósforo reativo depende de duas fontes principais: o fósforo natural presente no solo e o fósforo aplicado na forma de fertilizante. O fósforo natural inclui o fósforo derivado da degradação das rochas matrizes, que na região apresenta teores bastante baixos, segundo análises de solo do local e, o fósforo resultante da degradação da matéria orgânica proveniente das plantas de cobertura.

Os resultados demonstram que a principal fração de fósforo reativo é representada pela contribuição dos fertilizantes agrícolas, sendo que a forma mais provável do fósforo reativo é na forma de fosfato (PO_4^-). Segundo a tabela de resultados, na etapa de simulação 1, poucos dias após a aplicação da adubação fosfatada nas culturas, houve o maior carregamento de fósforo reativo, sendo que suas concentrações atingiram valores médios na faixa considerada como suficiente para desencadear o desenvolvimento de algas em corpos d'água (entre 0,001 e 0,3 $mg L^{-1}$). Os valores médios por parcela podem ser vistos na tabela 1.

Tabela 1: Médias de concentração de fósforo reativo em água filtrada ao longo da enxurrada ($\times 10^{-3} mg L^{-1}$).

Tempo	Soja			Consórcio			Feijão			Milho			Solo descoberto		
	X1	X2	X3	X1	X2	X3	X1	X2	X3	X1	X2	X3	X1	X2	X3
t0	4,0	1,0	0,0	4,0	1,0	1,0	4,0	0,0	1,0	5,0	1,0	0,0	1,0	0,0	1,0
t1	4,0	1,0	0,0	4,0	2,0	0,0	3,0	1,0	1,0	4,0	1,0	0,0	2,0	3,0	0,0
t2	6,0	1,0	0,0	5,0	1,0	0,0	4,0	1,0	0,0	4,0	1,0	0,0	2,0	0,0	0,0
t3	4,0	1,0	0,0	4,0	1,0	0,0	4,0	1,0	1,0	4,0	1,0	0,0	3,0	0,0	0,0
t4	4,0	1,0	0,0	4,0	1,0	0,0	4,0	1,0	1,0	4,0	1,0	0,0	2,0	1,0	0,0
t5	3,0	1,0	0,0	4,0	1,0	2,0	3,0	1,0	1,0	6,0	1,0	0,0	1,0	1,0	0,0
t6	3,0	1,0	0,0	4,0	1,0	0,0	4,0	1,0	0,0	3,0	2,0	0,0	2,0	4,0	0,0
t7	3,0	1,0	0,0	4,0	1,0	0,0	3,0	1,0	1,0	3,0	1,0	0,0	2,0	1,0	0,0
t8	2,0	1,0	0,0	3,0	1,0		3,0	1,0	0,0	3,0	1,0	0,0			0,0
t9		1,0	0,0		1,0										

Com a seqüência do experimento, nas coletas seguintes foi verificado o decaimento acentuado da concentração de fósforo reativo na água após a filtração, permitindo verificar que o fósforo ainda existente na área estava fortemente vinculado ao fertilizante agrícola. Isto já era esperado, vindo ao encontro dos resultados obtidos em literatura, porém demonstrando que em solos que apresentam baixos níveis naturais de fósforo, o principal risco provém do momento imediatamente após a fertilização das culturas. Quanto à forma de cobertura vegetal, em todas as situações ocorre o decaimento do fósforo ao longo do experimento, em concentrações similares entre si, demonstrando que o manejo da aplicação do adubo é o fator preponderante do manejo ambiental e o fator tipo de cobertura exerce pouco influencia em relação ao fósforo reativo no solo e na enxurrada. Isto sugere que nas épocas de plantio, os métodos de manejo de solo e controle de erosão devem observar esta fonte de contaminante, além do controle da erosão convencional.

Esta afirmação pode ser constatada quando se analisa o arraste de formas de fósforo em enxurrada com e sem a presença de sedimento. Para tal, o fósforo foi quantificado em relação ao fluxo, obtendo-se o total de fósforo arrastado durante cada uma das três etapas já executadas do experimento. A tabela acima é melhor compreendida quando as médias de arraste de fósforo são totalizadas para cada evento. Isto é possível quando se multiplica a concentração média de arraste de fósforo de cada evento pela vazão do fluxo da enxurrada para a parcela ideal de 35,0 metro quadrados, resultando na tabela 2.

Tabela 2: Totalização das concentrações médias de concentração de fósforo reativo em água filtrada pelo fluxo ao longo de cada evento da enxurrada (gramas).

Tipo de cobertura	Evento de chuva		
	E1	E2	E3
Soja	1,5889	0,9994	0,3954
Consórcio	1,6347	0,8394	1,1343
Feijão	1,412	0,6755	1,8034
Milho	1,0867	0,9199	0,4046
Descoberto	0,7674	1,1918	2,7795

No caso de fósforo reativo total, nas parcelas experimentais onde havia manutenção da cobertura vegetal, houve a tendência do decréscimo da quantidade de fósforo reativo de um evento de chuva para outro. Já na parcela totalmente descoberta, houve incremento do fósforo reativo total de à medida que os eventos de chuva ocorriam. Em duas parcelas, onde havia cobertura total ou parcial de feijão, houve uma tendência de decréscimo na participação do fósforo reativo total do primeiro evento para o segundo, porém um grande aumento de quantidade no terceiro evento, provavelmente devido à colheita manual do feijão, quando houve intenso revolvimento do solo, conforme representado na figura 1.

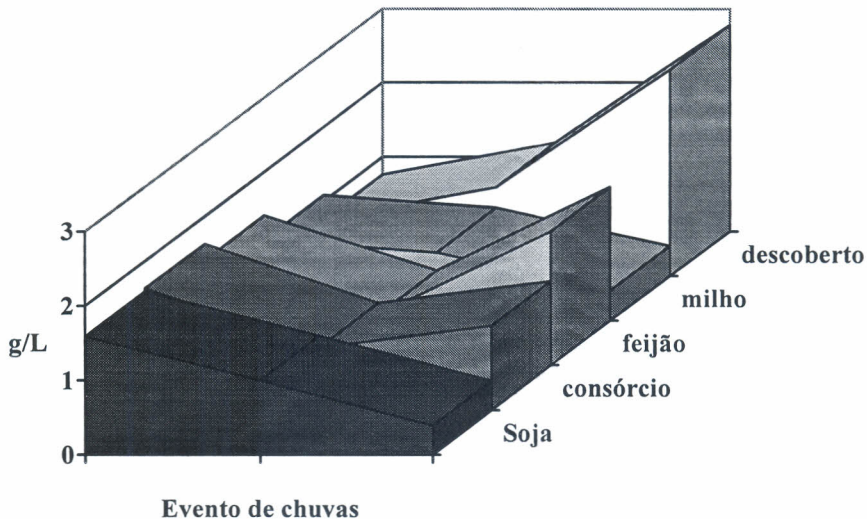


Figura 1: Gráfico de quantificação do Fósforo Reativo Total em cada um dos eventos de chuva

Ao analisar as respostas do fósforo reativo filtrado, nota-se que as tendências apresentadas nas áreas de cobertura vegetal se mantiveram, entretanto, na área descoberta, não houve o mesmo crescimento na quantidade de fósforo reativo filtrado apresentado pelo fósforo reativo total. A explicação mais provável é que, neste caso, as partículas de solo erodidas que fizeram parte da enxurrada não estava com seus sítios de troca iônica saturadas de fosfato, o que também explicaria o comportamento do fósforo reativo filtrado nas parcelas onde o feijão foi colhido, pois a maior parte deste solo revolvido era parte da rizosfera e da área onde foi aplicado o fertilizante fosfatado no início do experimento, e por isto, já teriam seus pontos de troca saturados por fosfato. Isto demonstra que o manejo da planta sobre o solo é importante para conter a contaminação superficial dos recursos hídricos por fósforo de fontes particuladas, provenientes da erosão superficial. Já no caso de contaminação por fósforo reativo filtrado, o manejo da adubação ou a criação de barreiras físicas no solo que permitam um maior tempo de retenção e contato da água da enxurrada com o mesmo teria maior probabilidade de êxito. Estas respostas podem ser vistas na figura2.

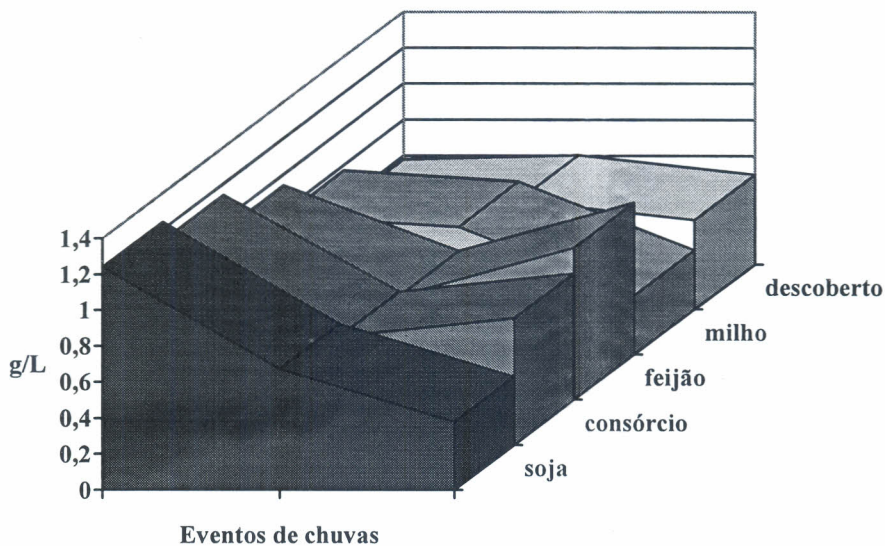


Figura 2: Gráfico de quantificação do Fósforo Reativo Filtrado em cada um dos eventos de chuva

Ainda é importante lembrar que, para fins de contenção ou atraso, as estruturas hidráulicas destinadas a este fim poderiam ser dimensionadas diretamente para responder as questões de resposta química da reação do contaminante com o solo, e com isto serem em escala menor do que àquelas necessárias para a contenção total da enxurrada. Isto contribui na determinação do tipo de manejo que seria necessário para a redução do impacto ambiental promovido pelo uso agrícola do solo em pequenas bacias hidrográficas, ou permitiria o gerenciamento de bacias através de práticas de manejo de solo associadas a instrumentos de controle, como estruturas de contenção que pudessem ser ativadas nos meses onde o risco se apresentasse elevado. Estes períodos poderiam ser associados aos meses de implantação e de colheita das culturas agrícolas e, dependendo da forma de colheita empregada.

Conclusão

Os resultados preliminares apontam que em solos de baixos teores em fósforo é possível manejar o fósforo reativo através de ações físicas de retenção de água, forçando a infiltração no solo, especialmente no período inicial de desenvolvimento da cultura.

O teor de fósforo reativo no escoamento decorrente de água da chuva decresce ao longo do período vegetativo da cultura, reduzindo o risco de eutrofização dos recursos hídricos, dependendo do teor inicial de fósforo presente no ambiente.

Referências Bibliográficas

- AVALOS, J. M. M.; FOUZ, P. S.; VÁZQUEZ, E. V.; GONZÁLEZ, A. P.; BERTOL, I. Crop residue effects on organic carbon, nitrogen and phosphorus concentrations and loads in runoff water. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. N. 40; v. 1. p. 200 – 213. 2009.
- BARBOSA, F. T.; BERTOL, I.; LUCIANO, R. V.; GONZALES, A. P. Phosphorus 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*, n. 106. p. 22 – 28. 2009.
- BERTOL, I.; GUADAGNIN, J. C.; CASSOL, P. C.; AMARAL, A. J.; BARBOSA, F. T. Perdas de fósforo e potássio por erosão hídrica em um inceptissol sob chuva natural. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, n. 28. p. 485-494. 2004.

- COLACICCO, D.; OSBORN, T.; ALT, K. Economic damages from soil erosion. *Journal of Soil and Water Conservation*, n. 44; v.1. p. 35-39. 1989.
- CONAMA. Resolução n 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Publicado no Diário Oficial da União em 30 de dezembro de 2009, n.249, seção 2, p. 81-84.
- DANIEL, T. C.; SHARPLEY, A. N.; EDWARDS, D. R.; LEMUNYON, J. L. Minimizing surface water eutrophication from agriculture by phosphorous management. *Journal of Soil and Water Conservation*, n. 40; v. 1. p. 30-38. 1994.
- EATON, D.; CLESCERI, L.S.; RICE, E. W.; GREENBERG, A.E.; Standard methods: for the examination of water and wastewater. 20. ed. Washington: American Public Health Association, 2005. pp. 4-146 – 4-155.
- EMBRAPA. Sistema brasileiro de classificação dos solos. Brasília: Embrapa Produção da Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999. p. 150; 2002.
- GÉRARD-MARCHANT, P.; WALTER, M. T.; STEENHUIS, T. S. Simple models for phosphorus loss from manure during rainfall. *Journal of Environmental Quality*, n. 34. p. 872-876. 2005.
- GOBBI, E. Erosão hídrica em pomar de maçã sob diversas formas de manejo do solo comparadas ao campo natural. Dissertação de Mestrado. Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages. 2009. 71p.
- HART, M. R.; QUIN, B. F. SustanzaTM farm environment maps: a practical tool to assess and manage risk of nutrient losses from agriculture to surface and groundwater. Difuse Polution Conference: Dublin. 2003.
- HART, M. R.; QUIN, B. F.; NGUYEN, M, L. Phosphorus runoff from agricultural land and direct fertilizer effects: a review. *Journal of Environmental Quality*, n. 33. p. 1954-1972. 2004.
- LANGDALE, G. W.; LEONARD, R. A.; THOMAS, A. W. Conservation practice effects on phosphorus losses from southern piedmont watersheds. *Journal of Soil and Water Conservation*, n. 40. p. 157-161. 1985.
- McISAAC, G. F.; MITCHEL, J. K.; HIRSCHI, M. C. Dissolved phosphorus concentrations in runoff from simulated rainfall on corn and soybean tillage systems. *Journal of Soil and Water Conservation*, n. 50; v. 4. p. 383-387. 1995.
- PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; McMAHON, T. A. Update world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hidrology and Earth System Sciences*, n. 11. p. 1633-1644. 2007.
- POTE, D. H.; DANIEL, T. C.; SHARPLEY, P. A.; MOORE, P. A.; EDWARDS, D. R. NICHOLS, D, J. Relating extractable soil phosphorus to phosphorus losses in runoff. *Soil Science Society American Journal*. v. 60. p. 855-859. 1996.
- WHITERS, P. J. A.; CLAY, S. D.; BREEZE, V. G. Phosphorus transfer in runoff following application of fertilizer, manure and sewage sludge. *Journal of Environmental Quality*, v. 30. p.180 – 188. 2001.