



**PROPOSTA DE LIMITES CRÍTICOS
AMBIENTAIS DE FÓSFORO PARA
SOLOS DE SANTA CATARINA**



**Luciano Colpo Gatiboni
Thomas Jot Smyth
Djalma Eugênio Schmitt
Paulo Cezar Cassol
Clóvisson M. B. Oliveira**

BOLETIM TÉCNICO

CAV-UDESC

2014



**UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGROVETERINÁRIAS
DEPARTAMENTO DE SOLOS E RECURSOS NATURAIS**

**PROPOSTA DE LIMITES CRÍTICOS
AMBIENTAIS DE FÓSFORO PARA SOLOS DE
SANTA CATARINA**

Luciano Colpo Gatiboni¹
Thomas Jot Smyth²
Djalma Eugênio Schmitt³
Paulo Cazar Cassol¹
Clóvisson Menotti Boeira de Oliveira³

Abril, 2014	Lages-SC	Número 02
-------------	----------	-----------

¹ Professor do Departamento de Solos e recursos Naturais da Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages-SC;

² Professor do Departamento de Solos da North Carolina State University, Raleigh-NC, Estados Unidos;

³ Aluno do Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo da Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages-SC;



CENTRO DE CIÊNCIAS AGROVETERINÁRIAS
LAGES - 1973

G261p Gatiboni, Luciano Colpo
Proposta de limites críticos ambientais de fósforo para solos
de Santa Catarina . /Luciano Colpo Gatiboni ... [et al.] – Lages:
UDESC/CAV, 2014.
38 p. : il. color.

Inclui bibliografia.
Boletim Técnico CAV/UDESC, 2.

1. Solos. 2. Fósforo. 3. Poluição ambiental. 4. Nível Crítico. 5.
Dejetos de suínos. 6. Fertilizantes fosfatados. I. Smyth, Thomas
Jot. II. Schmitt, Djalma Eugênio. III. Cassol, Paulo Cezar. IV.
Oliveira, Clóvisson Menotti Boeira de. V. Título.

CDD – 631. 4

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Setorial do CAV/ UDESC

1. APRESENTAÇÃO

Este trabalho emergiu de discussões realizadas entre os dois primeiros autores durante o pós-doutorado (período sabático) do primeiro autor na North Carolina State University, EUA, de setembro de 2013 a agosto de 2014. Observando-se as normativas existentes para o uso agrônômico de dejetos de animais no Estado da Carolina do Norte e comparando-as com a legislação vigente no Estado de Santa Catarina, observou-se que a legislação catarinense carece de modificações para que a regulamentação da aplicação dos dejetos se baseie em critérios técnicos e com respaldo científico.

Assim, tendo como base a experiência acumulada no Estado da Carolina do Norte e o vasto material técnico-científico disponível, tanto para aquelas condições como para as do Sul do Brasil, sentimos a necessidade de construir uma proposta de Limites Críticos Ambientais de fósforo no solo para servir como subsídio para futuras regulamentações sobre aplicação de fertilizantes fosfatados e resíduos contendo fósforo.

Durante sua concepção, essa proposta teve como principais critérios: a) a existência de respaldo científico para a definição dos limites de aplicação de fósforo nos solos; b) a praticidade de aplicação do método no campo levando em conta a atual realidade de Santa Catarina; c) evitar informações complexas ou análises especiais do solo para a definição do Limite Crítico Ambiental de Fósforo do Solo, necessitando apenas de uma análise básica de solo.

Para permitir maior facilidade de difusão da proposta, optou-se por suprimir ao máximo a linguagem científica e as citações bibliográficas no texto. Por isso, os detalhes metodológicos dos procedimentos e análises realizados foram apresentados apenas nos anexos deste boletim.

Por fim, gostaríamos de agradecer aos pesquisadores que, com sua grande experiência e conhecimento sobre a situação ocorrente nas regiões de criação de suínos no Estado de Santa Catarina, leram o presente manuscrito e contribuíram com sugestões para sua melhoria. Neste sentido, ressaltamos a colaboração de Carla Maria Pandolfo (EPAGRI, Campos Novos, SC), Gustavo Brunetto (Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS), Milton da Veiga (EPAGRI, Campos Novos, SC) e Rodrigo da Silveira Nicoloso (EMBRAPA Suínos e Aves, Concórdia,SC). Agradecemos também ao CNPq pela concessão da bolsa de Pós-doutorado ao primeiro autor e suporte financeiro a essa linha de pesquisa junto à Universidade do Estado de Santa Catarina, UDESC.

2. INTRODUÇÃO

De maneira geral, os solos do Sul do Brasil são naturalmente de baixa fertilidade e, para o uso agrícola, exigem a correção da acidez e o uso de doses elevadas de fertilizantes, principalmente os fosfatados. Isso, aliado à alta exportação de nutrientes pelas culturas, faz com que as doses de nitrogênio, fósforo e potássio necessárias para a manutenção da fertilidade do solo e produção das culturas componha uma expressiva porção dos custos de produção. Por causa do elevado custo dos fertilizantes comerciais, quando existe uma alternativa de menor custo que ajude na manutenção da adequada fertilidade do solo, essa é utilizada pelos agricultores. Esse é o caso dos dejetos de animais, que são excelentes fertilizantes e podem, desde que bem manejados, suprir integralmente a necessidade de nutrientes para as culturas.

Segundo a CQFS-RS/SC (2004), a eficiência dos dejetos animais como fertilizante é quase tão grande quanto a dos fertilizantes solúveis industrializados. Para o dejetos líquido de suínos, por exemplo, 80% do nitrogênio contido no material é disponibilizado no solo e para fósforo e potássio os valores são ainda maiores (90% e 100%, respectivamente). Outra vantagem do uso dos dejetos como fertilizantes é que eles contém outros macro e micronutrientes em sua composição, os quais auxiliam no aumento do nível de fertilidade do solo. Por outro lado, apresentam desvantagens como a baixa concentração de nutrientes nos dejetos, o que acarreta em maiores custos de transporte e aplicação do material e, principalmente, a desvantagem de dificuldade de ajuste das dosagem de dejetos conforme a necessidade de nutrientes das culturas, já que a

proporção entre os nutrientes no dejetos nem sempre coincide com a demandada pelas culturas. Sobre esse último aspecto, enquanto para os fertilizantes industrializados pode-se escolher entre dezenas de formulações com diversas concentrações e proporções entre os nutrientes, nos dejetos líquidos de suínos a proporção média é de N:P₂O₅:K₂O de 1,9:1,6:1,0, embora essa proporção possa variar muito conforme as condições de geração e armazenamento do dejetos. Se considerarmos que as plantas necessitam muito mais nitrogênio e potássio do que fósforo, como por exemplo as necessidades da cultura do milho, que requer uma proporção aproximada de 6,0:1,0:4,0 (N:P₂O₅:K₂O), é nítido concluir que se o dejetos for aplicado no solo para suprir a demanda de nitrogênio, certamente estará sendo aplicado fósforo além do necessário para a planta e, com isso, haverá aumento do teor deste nutriente no solo.

O fósforo (P) é fortemente fixado às partículas de solo e por isso tem pouca mobilidade no solo. Assim, as perdas de P ocorrem principalmente através da erosão do solo, que transporta as partículas do solo e o fósforo ligado a elas. Pela baixa mobilidade, em áreas onde as adições de P são maiores que a exportação pelas culturas ocorre a acumulação do nutriente nas camadas de solo onde são realizadas as aplicações criando, com o passar do tempo, uma camada de solo com elevada concentração de P. Quando isso ocorre, o P pode ser transferido para os sistemas aquáticos com maior facilidade, pois devido ao seu enriquecimento na camada superficial do solo, o material erodido é mais rico nesse nutriente. Também, pela saturação deste nutriente na camada superficial, começa ocorrer a liberação de P para a solução do solo e, conseqüentemente, a

lixiviação do nutriente via drenagem vertical do solo ou escoamento superficial.

O aumento de P nos sistemas aquáticos é extremamente danoso para o ambiente, pois, da mesma maneira que ele é naturalmente pobre no solo e essencial para as plantas, ele também é naturalmente pobre nas águas e essencial para as algas. Quando os sistemas agrícolas começam fornecer água ou sedimentos de erosão ricos em P, aumenta a disponibilidade desse nutriente nos sistemas hídricos superficiais (açudes, lagos, reservatórios de represas e redes de drenagem) e, com isso, ocorre um rápido crescimento de algas nos sistemas aquáticos, fenômeno conhecido como eutroficação das águas. O aumento desproporcional da massa de algas nas águas tem como conseqüências desde a diminuição da potabilidade da água e aumento da turbidez até a degradação total da qualidade da água pelo consumo do oxigênio dissolvido, causando a morte de peixes e outros organismos aquáticos. Desta maneira, um dos principais impactos ambientais das atividades agrícolas é a poluição das águas com P e, por isso, muitos países limitam o uso de fertilizantes nos solos, baseando suas recomendações na quantidade de P que potencialmente pode ser liberada para os sistemas aquáticos.

O método de análise de P disponível no solo para as plantas atualmente usado pelos laboratórios de análise de solo de Santa Catarina e Rio Grande do Sul, Mehlich 1, é dependente do teor de argila do solo, extraindo menos P em solos com maior teor de argila. Por isso, para os solos dos Estados do RS e SC foram criados pela CQFS-RS/CS (2004) vários níveis críticos de P conforme o teor de argila do solo, sendo de 6,0

mg dm⁻³ para solos com mais de 60% de argila, 9,0 mg dm⁻³ para solos com teor de argila entre 41 e 60%; 12,0 mg dm⁻³ para solos com teor de argila entre 21 e 40% e nível crítico de 21,0 mg dm⁻³ para solos com teor de argila de 20% ou menores (Figura 1).

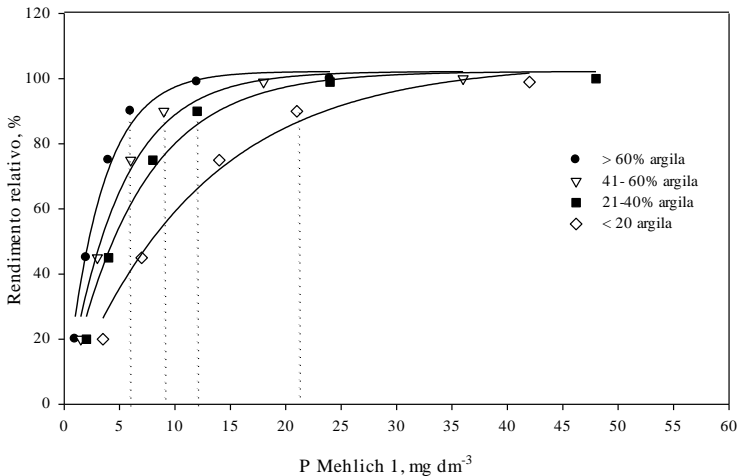


Figura 1. Representação esquemática das curvas de resposta das plantas ao teor de P no solo para solos com diferentes teores de argila, segundo a CQFS-RS/SC (2004). As linhas tracejadas representam os níveis críticos em cada classe textural, os quais são estabelecidos em 90% do rendimento relativo máximo das culturas.

Por outro lado, a Figura 2 ilustra esquematicamente os impactos da fertilização fosfatada sobre o rendimento das culturas e a quantidade de P liberado para a água. Quando o teor de P pela análise de solo (eixo horizontal na figura 2) é muito baixo, o rendimento esperado das culturas

é baixo pela deficiência do nutriente (linha tracejada na figura 2). Conforme são adicionados fertilizantes fosfatados, o rendimento das culturas aumenta em resposta ao incremento nos teores de P no solo. Contudo, quando o teor de P no solo atinge o chamado nível crítico, as plantas aumentam muito pouco a produtividade com a adição de fertilizantes fosfatados, pois o P deixa de ser um fator limitante para o crescimento das plantas. Por definição, considera-se o teor de P no solo adequado para as culturas (nível alto) quando o teor se encontra entre uma e duas vezes o valor do nível crítico, o que corresponde respectivamente a 90% e 100% do rendimento relativo das culturas (Figura 1). Se a adição de P ao solo continuar após ser atingido o teor de duas vezes o nível crítico, o teor no solo continuará aumentando, porém sem reflexo na produtividade das culturas. Por outro lado, se analisarmos a quantidade de P liberado pelo solo para a água (linha cheia na figura 2), pode ser observado que quando os teores de P são baixos no solo os teores de P também são muito baixos na água, pois como o solo tem alta capacidade de fixação do P, pouco sobra para ser liberado para a água. Mesmo após o solo atingir o nível crítico para as plantas o solo possui capacidade de reter P sem modificar significativamente o teor de P na água, indicando que o solo pode receber certa quantidade de P além do nível crítico para as plantas sem causar danos ambientais. Contudo, quando os teores de P no solo atingem níveis muito elevados, o solo perde a capacidade de reter mais P e, a partir deste ponto, maiores quantidades de P são liberadas do solo para a água. Esse ponto pode ser chamado teor limite de P no solo (P_{Lim}). Para se ter uma margem de segurança ambiental não se deveria aplicar P ao solo até atingir o P_{Lim} , mas sim até o solo atingir um teor

ligeiramente menor (80% do P_{Lim} , por exemplo) e este valor poderia ser chamado de Limite Crítico Ambiental de P (LCA-P). Por essa sistemática, na prática, quando a análise de solo indicar teor de P disponível maior que o LCA-P, significa que se a adição de P continuar, o solo tem grandes chances de liberar quantidades perigosas de P para o ambiente, contribuindo para a poluição ambiental.

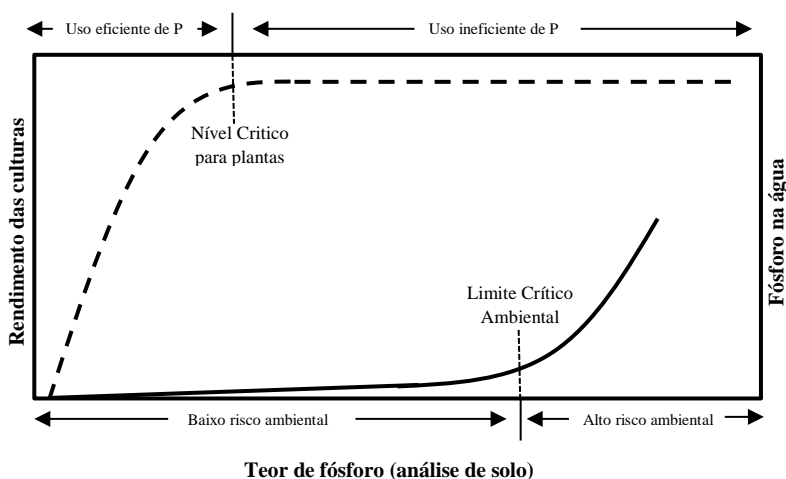


Figura 2. Representação esquemática do rendimento relativo das culturas e da quantidade de P na água em função do teor de P disponível no solo, destacando-se o nível crítico de P para as culturas e o limite crítico ambiental. (Adaptado de N.C. PLAT Committee, 2005 e Bai et al., 2013).

Devido à sensibilidade do Mehlich 1 ao teor de argila do solo, é provável que os Limites Críticos Ambientais de P, quando determinados por esse método, também sejam dependentes do teor de argila do solo.

Porém, independente do teor de argila do solo, é imperativo que em áreas onde se utilizam adubos fosfatados minerais ou orgânicos em quantidades além das requeridas pelas plantas, deve-se monitorar o teor de P no solo para certificar-se que o mesmo se encontra abaixo do LCA-P para o solo em questão.

O uso de fertilizantes fosfatados em dosagens excessivas, tanto na forma mineral quanto na forma de dejetos de animais, é potencialmente prejudicial ao meio ambiente. Um dos exemplos onde isso pode ocorrer é em algumas regiões do Estado de Santa Catarina, principalmente nas regiões do Meio Oeste e Oeste, onde é comum a criação de suínos, aves ou de vacas leiteiras, ou mesmo mais de uma dessas atividades na mesma propriedade rural. A criação desses animais gera uma grande quantidade de dejetos, que são utilizados pelos agricultores como fertilizantes do solo. A pequena extensão de área agrícola das propriedades rurais dessas regiões, associada à ocorrência de solos rasos e de relevo declivoso, pode resultar na aplicação excessiva de dejetos em algumas áreas. Consequentemente, em função do enriquecimento do solo com P e das maiores taxas de erosão em função do declive elevado, espera-se que pelo menos parte do P adicionado esteja sendo transferido para os ambientes aquáticos.

Teores elevados de P em solos do Oeste Catarinense com histórico de aplicação de dejetos são comuns, conforme mostraram Scherer et al. (2010) em três lavouras da região com mais de 20 anos de aplicação de dejetos. Contudo, embora os teores de P tenham se situado em média quatro vezes acima do nível crítico para as plantas, não é possível afirmar

se aqueles solos estavam oferecendo risco ambiental em função de que os Limites Críticos Ambientais de P ainda não foram determinados para os solos do Estado de Santa Catarina.

Atualmente, no Estado de Santa Catarina, o único preceito legal que normatiza a aplicação de dejetos animais no solo é a Instrução Normativa nº 11 da FATMA (IN nº 11-FATMA, de 13/12/2004). Essa IN restringe a aplicação de dejetos líquidos de suínos no solo a uma dose máxima de $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Para o cumprimento deste dispositivo legal, o licenciamento ambiental para novos empreendimentos suinícolas se dá apenas mediante comprovação pelo requerente da existência de área agrícola ou de pastagem suficiente para a disposição do volume de dejetos a serem gerados na unidade de produção. Assim, o órgão ambiental estima a quantidade de dejetos que será produzida e a área de terra necessária para a disposição dos dejetos, e o requerente, por sua vez, averba escrituras de terras (próprias ou de terceiros) onde serão aplicados os resíduos, ficando essas áreas bloqueadas para novas licenças ambientais.

Essa Instrução Normativa, embora tenha sido um marco regulatório importante para a época, possui limitações porque não considera a capacidade de retenção de P do solo, o teor de P pré-existente no solo, a extração de P pelas culturas e, principalmente, não considera o teor de P nos dejetos. Cabe ressaltar também que essa IN é específica para a disposição de dejetos líquidos de suínos, não considerando se foi aplicado no mesmo solo fertilizantes minerais ou outros tipos de dejetos animais. Desta maneira, embora a IN limite o volume de dejetos que pode ser aplicado anualmente, ela não traz mecanismos seguros de proteção

ambiental pois, em solos com baixa capacidade de retenção ou já saturados com P, o volume autorizado pode estar além da capacidade de reciclagem do solo. Por outro lado, em solo com alta capacidade de retenção ou com teores de P ainda baixos, poderiam ser aplicadas doses maiores que o limite previsto pela IN com segurança ambiental.

Pelo exposto, os dejetos podem ser utilizados com segurança como fertilizante para o solo e, mais do que isso, o solo pode receber dejetos além da necessidade de nutrientes das culturas, desde que respeitados os Limites Críticos Ambientais de cada solo. Contudo, esses limites de aplicação de dejetos para que não ocorram problemas ambientais ainda não foram estabelecidos para o Estado de Santa Catarina. Por isso, o objetivo deste trabalho foi determinar os Limites Críticos Ambientais de P para solos com diferentes teores de argila no Estado de Santa Catarina.

3. METODOLOGIA

3.1) Solos Utilizados

A quantidade de P que pode ser adsorvida por um solo é dependente não só do teor de argila, mas também dos tipos de minerais que compõem a fração argila. Assim, num trabalho desta natureza, onde se pretende observar o comportamento de solos com diferentes teores de argila, se o tipo de minerais presentes na fração argila for diferente entre os solos, isso poderia dificultar a interpretação dos resultados. Por isso, neste trabalho resolveu-se usar um único tipo de solo (uma única composição mineralógica) com alto teor de argila e misturá-lo com diferentes quantidades de areia com o objetivo de elaborar solos com diferentes percentagens de argila.

O solo escolhido foi coletado do horizonte sub-superficial (horizonte B) de um Latossolo Bruno em área de campo nativo no município de Campos Novos – SC, cujas características são apresentadas no Anexo 1. Após a coleta, o solo foi seco em estufa com aeração forçada a 65° C, moído e peneirado em malha de 2 mm.

O solo, que continha teor de 80% de argila, foi misturado com diferentes quantidades de areia de construção, a qual foi preparada previamente conforme descrito no Anexo 2. Para a elaboração dos solos com diferentes teores de argila, foram realizadas misturas de areia e solo nas proporções de 75% de areia + 25% solo; 50% areia + 50% solo; 25% areia + 75% solo; 0% areia + 100% solo. Como o solo possuía 80% de argila, ao final do processo os solos elaborados apresentaram teores de 20, 40, 60 e 80% de argila, respectivamente (tabela 1).

Os solos elaborados foram incubados por 30 dias para proporcionar uma reagregação mínima das partículas de solo e para estabilização das propriedades físico-químicas das misturas solo-areia. Após, os solos foram novamente incubados por 30 dias com calcário para elevar o pH em água até 6,0 (detalhes metodológicos da preparação das amostras são descritos no Anexo 2). Após esse tempo, os solos foram secos em estufa e peneirados em malha de 2 mm e analisados, sendo os seus principais atributos físico-químicos apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Atributos químicos e físicos dos solos elaborados após incubação por 30 dias com água e mais 30 dias com calcário.

Atributo ¹	Unidade	Relação areia:solo utilizada (%)			
		75:25	50:50	25:75	0:100
Argila	%	20	40	60	80
Silte	%	5	19	13	18
Areia	%	75	51	27	2
Densidade do Solo	g cm ⁻³	1,25	1,14	1,06	0,92
Matéria Orgânica	%	0,0	0,0	0,2	0,3
pH em água	1:1	5,4	5,3	5,8	5,7
Acidez Potencial	cmol _c dm ⁻³	1,7	2,0	2,0	2,2
Fósforo disponível	mg dm ⁻³	1,7	1,9	1,8	1,6
Potássio extraível	mg dm ⁻³	8	7	9	10
Cálcio trocável	cmol _c dm ⁻³	0,1	0,8	2,5	3,5
Magnésio trocável	cmol _c dm ⁻³	0,1	0,5	1,4	2,1
Alumínio trocável	cmol _c dm ⁻³	0,2	0,1	0,0	0,0

¹ Análises realizadas por Oliveira (2010), sendo as análises físicas determinadas pelos métodos descritos por EMBRAPA (1997) e análises químicas realizadas segundo metodologias descritas em Tedesco et al. (1995).

Todos os procedimentos e análises químicas deste estudo foram conduzidos no Laboratório de Fertilidade do Solo do Centro de Ciências Agroveterinárias (CAV) da Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), em Lages,SC.

3.2) Determinação da capacidade de adsorção de P dos Solos

Um importante parâmetro para a caracterização de um solo quanto a sua capacidade de retenção de P é a estimativa de sua capacidade máxima de adsorção de P. Esse teste foi realizado nos solos em laboratório, adicionando-se à amostra soluções contendo quantidades crescentes de P e, após 16 horas de contato, determinou-se quanto P daquele adicionado restou na solução. Após isso, ajustou-se as curvas de adsorção ao modelo matemático de Langmuir e, através deste, determinou-se a Capacidade Máxima de Adsorção de P (CMAP) teórica do solo. Os detalhes metodológicos deste procedimento são descritos no Anexo 3.

3.3) Incubação do solo e determinação do Limite Crítico Ambiental de P

Após a determinação da CMAP de cada solo pelo modelo de Langmuir, utilizou-se essa informação para realizar uma incubação dos solos com doses de P proporcionais à CMAP. Para cada solo escolheu-se uma dose de P próxima da CMAP e o solo foi incubado com 0, 12,5, 25, 50, 75 e 100% desta dose. A incubação foi realizada em quatro repetições e teve duração de 20 dias, tempo em que as amostras foram mantidas com umidade de 80% da capacidade de campo. Após a incubação determinou-se o teor de P solúvel em água ($P_{\text{água}}$) e o teor de P disponível para as

plantas pelo método Mehlich 1, cujos detalhes metodológicos são apresentados no Anexo 4.

O Limite Crítico Ambiental de P (LCA-P) foi obtido a partir dos solos incubados com doses de P, ajustando-se funções relacionando o teor de P disponível por Mehlich 1 e o teor de $P_{\text{água}}$. Para determinação da dose de P adicionada ao solo onde a liberação de P para a água passa a ser significativa, as funções matemáticas ajustadas foram do tipo equações lineares com dois segmentos, onde o ponto de intersecção entre os dois segmentos representa o teor limite de P. Essas equações foram ajustadas usando o software SAS e as equações foram escolhidas utilizando-se como critério o maior coeficiente de determinação possível.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

As curvas de adsorção de P mostradas na Figura 3 indicam que a CMAP dos solos foi de 298 mg dm^{-3} de P para o solo com 20% de argila, 897 mg dm^{-3} de P para o solo com 40% de argila, 1427 mg dm^{-3} de P para o solo com 60% de argila e 2137 mg dm^{-3} de P para o solo com 80% de argila.

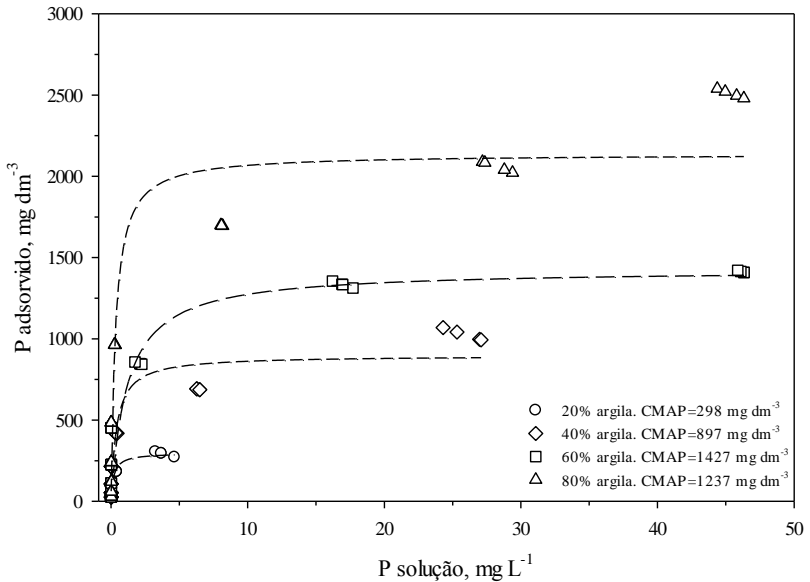


Figura 3. Isotermas de adsorção de P em solos com 20, 40, 60 e 80% de argila. As curvas apresentadas representam o ajuste pelo modelo de Langmuir. CMAP: capacidade máxima de adsorção de P.

O processo de adsorção de P descrito pelas isotermas de Langmuir considera pelo menos duas fases distintas de adsorção. Na primeira fase,

com a adição de doses pequenas de P, pelo alto poder de fixação do elemento no solo, quase todo o P adicionado é adsorvido ao solo, restando pouco P na solução. Na figura 3 essa fase é representada pela porção mais inclinada da curva representada pela equação de Langmuir. Já numa segunda fase de adsorção, a dose adicionada de P é mais alta e os locais de ligação no solo já estão pelo menos parcialmente saturados e, com isso, a quantidade de P adsorvido às partículas de solo é menor, restando mais P na solução. Na Figura 3 essa fase de adsorção é representada pela porção mais horizontal da curva de adsorção. Em função disso, quando o solo atinge a CMAP os teores de P na solução de equilíbrio são muito grandes e, se essa quantidade de P for adicionada ao solo, com certeza este transferiria quantidades relevantes de P para a água. Assim, quando se pensa em encontrar um valor de quantidade de P que possa ser aplicada a determinado solo sem causar impactos ambientais significativos, não se deve usar a CMAP como o parâmetro pois, como explicitado anteriormente, antes do solo atingir a CMAP ele já atua como uma fonte de poluição ambiental. Além disso, a confecção de isotermas de adsorção é trabalhosa e consome muito tempo para execução, sendo completamente inviável a determinação da CMAP em laboratórios de rotina de análise de solo.

Com os resultados das isotermas é possível observar que os valores de CMAP foram proporcionais aos teores de argila do solo (figura 4), sendo observado um aumento de $30,2 \text{ mg dm}^{-3}$ de P na CMAP para o aumento de cada ponto percentual de argila. Os resultados da Figura 4 confirmam ainda que foi efetiva a mistura do solo original de 80% de argila com diferentes quantidades de areia, já que a CMAP diminuiu

proporcionalmente ao decréscimo do teor de argila em decorrência da proporção de areia adicionada. Com isso, os solos contruídos ficaram com diferentes teores de argila, porém com a mesma composição mineralógica nessa fração.

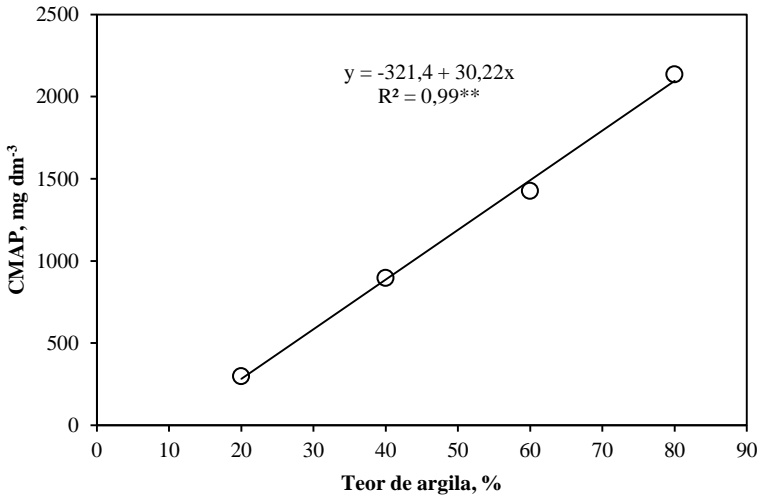


Figura 4. Aumento da capacidade máxima de adsorção de P (CMAP) em função do teor de argila do solo.** significativo ao nível de 1% de probabilidade de erro.

Após as determinações anteriores, os solos foram submetidos a uma incubação por 20 dias com seis doses de P, que variaram desde zero até próximo da CMAP de cada solo. Ao final da incubação foram determinados os teores de P em água e P disponível por Mehlich 1. Os resultados de P_{água} são apresentados na Figura 5, onde pode-se observar

que os teores de $P_{\text{água}}$ ficaram muito próximo de zero com a aplicação de doses baixas de P. No entanto, quando o P adicionado ultrapassou aproximadamente 250, 500, 750 e 1000 mg dm^{-3} , respectivamente para solos com 20, 40, 60 e 80% de argila, as quantidades de P na água aumentaram. A Figura 5 apresenta muita semelhança de comportamento com as curvas de adsorção (Figura 3), indicando que a adsorção ocorrente em 16 horas de agitação (método das isothermas) ou 20 dias de incubação do solo com umidade a 80% da capacidade de campo (Figura 5) retratam de maneira semelhante o processo de adsorção de P ao solo.

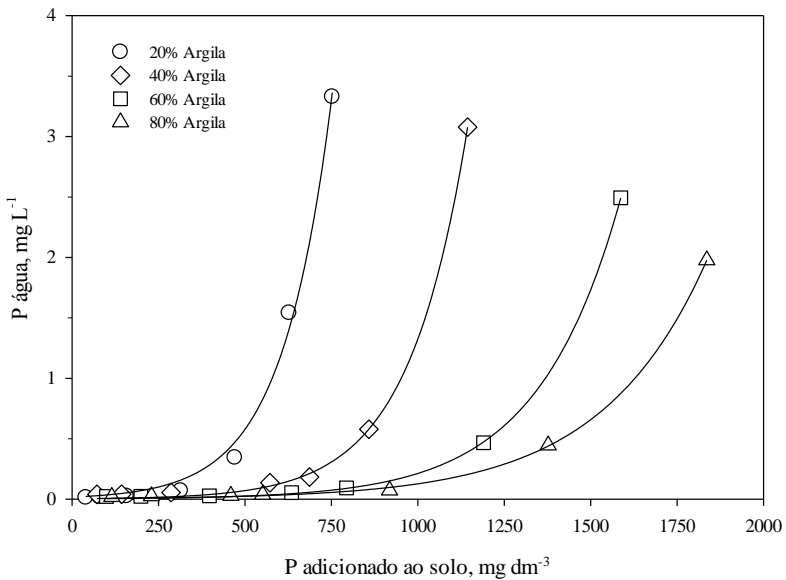


Figura 5. Teor de P na água em função da quantidade de P adicionada ao solo.

O Brasil adota como teor limite de P em água o valor de 0,02 a 0,15 mg L⁻¹, dependendo da finalidade da água e do tipo de ambiente aquático (CONAMA, 2005). Contudo, esses valores limites são válidos para as águas dos sistemas aquáticos (rios, lagos, etc.), não servindo de referência para interpretar os valores de P_{água} da Figura 5. Isso porque esses últimos consistem em dados do P liberado do solo para a água em contato com ele, obtidos em laboratório, onde o solo é agitado por uma hora com uma grande quantidade de água (relação solo:solução de 1:10). Por causa disso, a melhor maneira de determinar o valor limite de P na água proveniente do solo é encontrar um valor onde o P_{água} inicia a crescer rapidamente com o aumento do teor de P disponível no solo.

Contudo, na Figura 5 observa-se, por exemplo, que no solo com 80% de argila o P_{água} começa a ser incrementado com uma dose de P entre 800 e 1200 mg dm⁻³, mas é difícil determinar o ponto exato onde isso passa a ocorrer usando este tipo de equação ajustada (para os demais solos acontece de maneira semelhante). Por causa disso, o uso de equações com dois segmentos, que são apresentadas na Figura 6, é um método mais preciso para determinar esse ponto.

Conforme descrito anteriormente, com as equações ajustadas na Figura 5 não se consegue visualizar claramente uma região onde aumenta a liberação de P para a água. Por isso, na Figura 6 foram usadas equações segmentadas, as quais permitem essa visualização. Também, ao invés de apresentar a quantidade de P adicionada, no eixo horizontal são apresentados os teores de P disponível por Mehlich 1, já que esta é a análise realizada nos laboratórios de análise de solo. Os resultados mostram que para o solo com 20% de argila, a partir de 74 mg dm⁻³ de P

extraído por Mehlich 1 o $P_{\text{água}}$ aumenta rapidamente, indicando ser este o valor limite de P (P_{Lim}) para este solo. Para os solos com 40, 60 e 80% de argila os valores de P_{Lim} são de 107, 126 e 147 mg dm^{-3} de P, respectivamente (Figura 6).

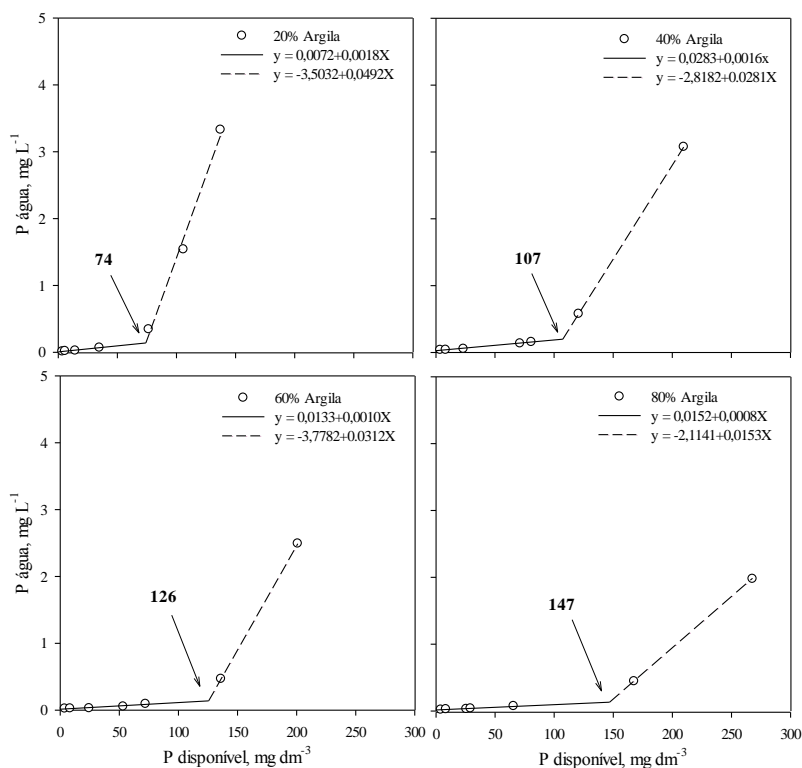


Figura 6. Teor de P na água em função da quantidade de P disponível no solo por Mehlich 1 em solos com diferentes teores de argila. Os valores em negrito indicam o P_{Lim} , teor de P disponível por Mehlich 1 a partir do qual a liberação de P para a água aumenta rapidamente com a adição de P.

Para colocar os valores de P_{Lim} encontrados em uma perspectiva agrônômica, na Figura 7 os valores encontrados foram incorporados nas curvas de resposta das plantas, produzindo figuras análogas à Figura 2. Como os valores de P_{Lim} na Figura 6 indicam o teor de P onde aumenta drasticamente a liberação de P para a água, é razoável imaginar que, por razões de segurança, não se deva aplicar P até atingir esse limite. Parece razoável que o uso de 80% do P_{Lim} como critério para estabelecer o LCA-P seja adequado. Desta maneira, os LCA-P seriam de 59, 86, 101 e 118 $mg\ dm^{-3}$ de P disponível por Mehlich 1 para os solos com 20, 40, 60 e 80% de argila.

Na figura 7 são identificadas ainda diferentes regiões, sendo que a Região 1 representa o intervalo de disponibilidade de P por Mehlich 1 onde há grandes incrementos de produtividade das culturas com a aplicação de fertilizante fosfatado.

A Região 2 representa o intervalo de teores de P disponível no solo suficiente para obter o máximo retorno das culturas, ou seja, quando o solo está nessa região, a adubação é realizada visando apenas a reposição dos nutrientes retirados pelas plantas.

A Região 3, por sua vez, é aquela compreendida desde o limite superior do nível crítico das culturas até o LCA-P. Esta região de teores de P disponível é onde o solo poderia ser utilizado com segurança para a reciclagem de dejetos, ou seja, poderiam ser aplicados dejetos além da necessidade das culturas, desde que não ultrapassem os Limites Críticos Ambientais de P. É importante ressaltar que para todos os solos o LCA-P

é muito mais alto que o Nível Crítico para as plantas e, portanto, a sua adoção nunca limitará a capacidade produtiva dos solos.

A Região 4 na Figura 7 representa a faixa de teores no solo onde já há risco elevado do P ser transferido para os sistema aquáticos. Para solos enquadrados nesta faixa a adubação fosfatada com qualquer fonte deveria ser proibida para que os teores retornassem para valores mais seguros por intemédio da exportação de P pelas culturas.

A Região 5 na Figura 7 representa a faixa de teores onde o solo está acima do P_{Lim} , ou seja, liberando P para a água e causando poluição ambiental. Solos nessa condição precisam, além da proibição da aplicação de fertilizantes fosfatados, de ações mitigatórias imediatas para atenuar seu impacto sobre o ambiente. Como ações mitigatórias exemplifica-se o revolvimento do solo para diluição do P na camada revolvida (desde associado a medidas para evitar a erosão) e o cultivo de plantas com alta capacidade de exportação de P e com retirada de biomassa do local, como culturas para silagem e fenação.

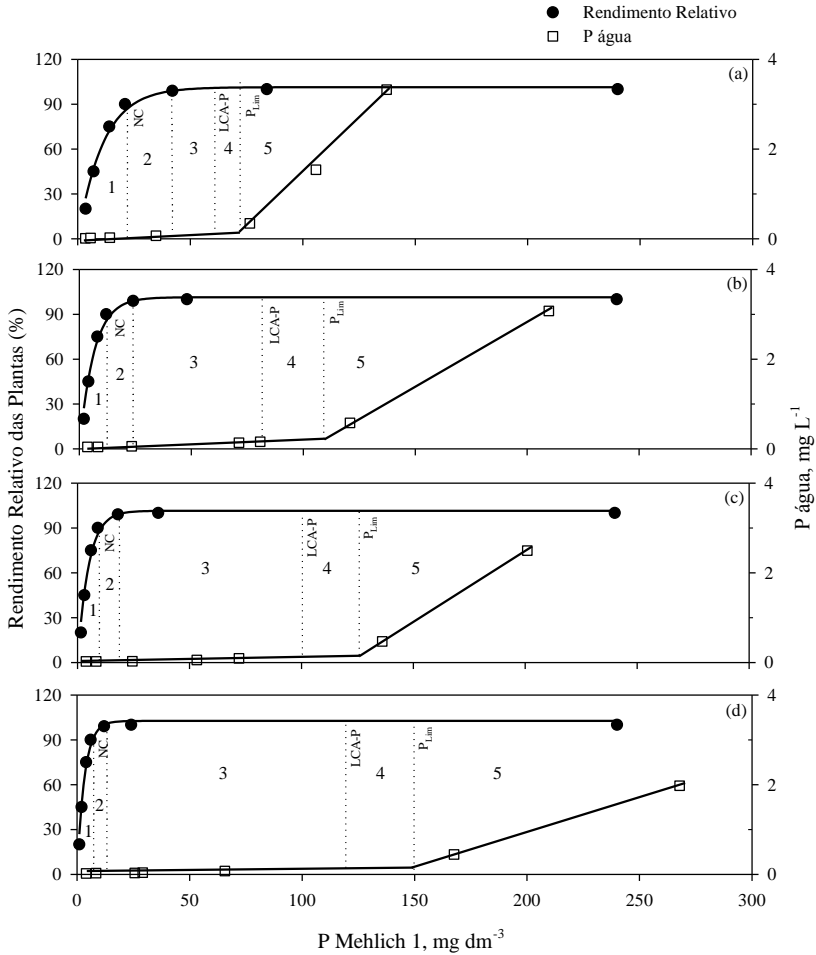


Figura 7. Representação esquemática do rendimento Relativo das plantas e teor de P na água em função da quantidade de P disponível no solo por Mehlich 1 em solos com 20 (a), 40 (b), 60 (c) e 80% de argila (d). As regiões 1, 2, 3, 4 e 5 significam respectivamente: faixa de fertilização; nível crítico para as plantas; faixa de uso do solo como meio de reciclagem de dejetos; faixa de risco ambiental elevado; faixa de poluição ambiental. NC: nível crítico para plantas; LCA-P: Limite Crítico Ambiental de P; P_{Lim}: teor limite de P para aumento da liberação de P na água.

Na Figura 7 é possível observar ainda que as faixas de teores de P onde os solos podem ser usados como meio para a reciclagem de dejetos (Região 3) é mais estreita para solos arenosos do que para os solos argilosos. Para o solo com 20% de argila, a Região 3 esta compreendida entre 42 e 59 mg dm⁻³ de P disponível, enquanto para o solo com 40% de argila a faixa é de 24 a 86 mg dm⁻³. Para o solo com 60% de argila, a Região 3 esta compreendida entre 18 e 101 mg dm⁻³, enquanto para o solo com 80% de argila a faixa é de 12 a 118 mg dm⁻³. Isso significa que solos mais argilosos podem receber mais P do que os solos arenosos por causa de sua maior capacidade de retenção de P, desde que a erosão desses solos esteja controlada, pois caso contrário, os sedimentos erodidos desses solos seriam ricos em P e com alto potencial poluente.

A Figura 8 mostra a relação entre o teor de argila do solo e os valores de P_{Lim} e LCA-P. O aumento no valor desses parâmetros foi linear com o aumento do teor de argila. Como explicitado anteriormente, o LCA-P foi estabelecido em 80% do valor do P_{Lim} e, com isso, a equação que representa o LCA-P é: $LCA-P \text{ (mg dm}^{-3}\text{)} = 43,5 + 0,95*\%arg$, onde “%arg” é o teor de argila do solo em percentagem. Como o coeficiente angular da equação foi muito próximo da unidade (0,95), sugere-se uma simplificação da equação, ficando o limite crítico ambiental calculado pela fórmula: **$LCA-P \text{ (mg dm}^{-3}\text{)} = 40 + \%arg$** .

O uso da equação simplificada trás a vantagem de ser de fácil memorização e uso, bastando o usuário ter acesso a um laudo de análise de solo e somar 40 ao teor de argila (em %), obtendo-se como resultado o

máximo teor de P disponível por Mehlich 1 (mg dm^{-3}) que pode existir no solo sem riscos de problemas ambientais.

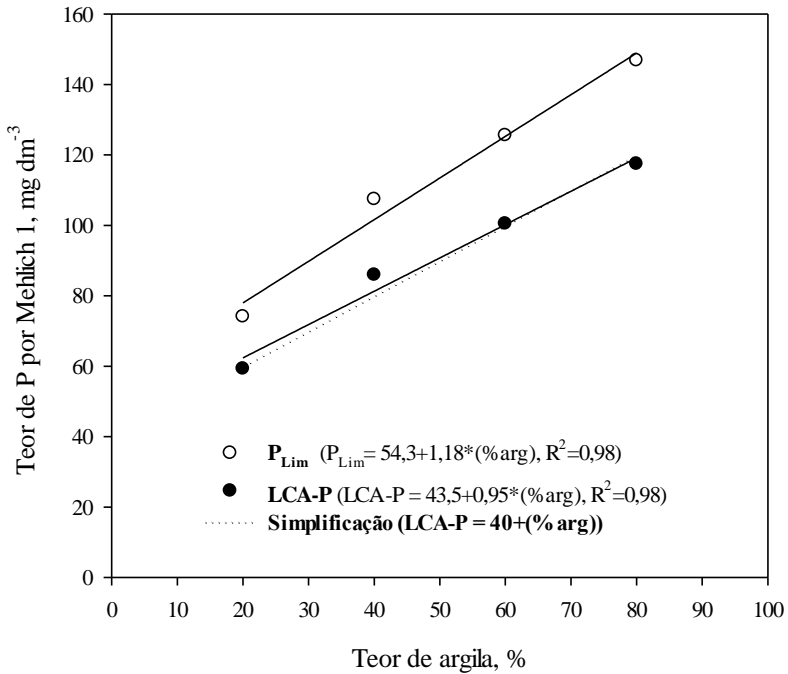


Figura 8. Limite Crítico Ambiental de P (LCA-P) em função do teor de argila do solo. P_{Lim} : teor limite de P para aumento da liberação de P na água; LCA-P: 80% do P_{Lim} ; “Simplificação”: função simplificada para calcular o LCA-P; %arg: teor de argila do solo em porcentagem.

Os valores obtidos pela equação simplificada podem ser observados na Figura 8, onde se pode constatar que os valores são praticamente idênticos aos obtidos com a equação original. Outra vantagem no uso da equação simplificada é que se pode calcular um LCA-P adequado para cada tipo de solo, pois caso fosse adotada a idéia do estabelecimento de faixas de teor de argila (usada pela CQFS-RS/SC, 2004), por exemplo, um solo com 21% de argila e outro com 39% teriam o mesmo LCA-P por serem enquadrados na mesma faixa de teor de argila.

Uma questão importante a ser levantada para a correta utilização dos valores de LCA-P é a camada de solo a ser considerada para análise. Trabalhos realizados nas regiões produtoras de suínos do Estado, como nos estudos realizados por Scherer et al. (2010), Costa (2011) e Guardini et al. (2013) mostram que a aplicação de dejetos no solo por longo prazo provocam alterações significativas nos teores de P principalmente na camada de 0-10 cm de profundidade. Quando se tratam de solos argilosos o efeito é mais superficial ainda e quando o solo é arenoso o efeito pode atingir camadas um pouco mais profundas. Mesmo assim, o grande impacto ocorre nos primeiros 10 cm do solo. Desta maneira, quando se pretende avaliar se um solo atingiu o LCA-P, a camada de 0-10 cm deve ser usada como referência.

5. RECOMENDAÇÕES

Recomenda-se a adoção da equação $LCA-P \text{ (mg dm}^{-3}\text{)} = 40 + \%arg$ para o cálculo do Limite Crítico Ambiental de P do solo e a seguinte interpretação dos resultados e recomendações:

- 1) Quando o teor de P disponível pela análise do solo da camada de 0-10 cm for menor que o LCA-P calculado pela equação, o agricultor pode aplicar dejetos animais baseado na quantidade de nitrogênio recomendada para as culturas que serão cultivadas na área.
- 2) Quando o teor de P disponível pela análise de solo da camada de 0-10 cm apresentar valor até 20% acima do LCA-P, ou seja, com teor de P entre o LCA-P e o P_{Lim} , o agricultor deve suspender temporariamente a aplicação de dejetos animais e de fertilizantes fosfatados até que os teores de P retornem a patamares seguros.
- 3) Quando o teor de P disponível pela análise de solo da camada de 0-10 cm apresentar valor acima do P_{Lim} do solo, além da suspensão da aplicação de dejetos e fertilizantes fosfatados, são necessárias ações mitigatórias imediatas para diminuir o risco de poluição ambiental. Essas ações mitigatórias podem ser o revolvimento do solo para diluição do P no perfil do solo (associadas com medidas para evitar a erosão) e o cultivo de plantas com alta capacidade de extração de P. Neste último caso, ressalta-se, para esse propósito, a maior eficiência de culturas onde é retirada do local grande parte da biomassa vegetal produzida, como culturas para silagem e fenação.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Ressalta-se aqui que os Limites Críticos Ambientais de P devem ser respeitados independente do tipo de fertilizante ou resíduo fosfatado utilizado. Assim, os LCA-P calculados por essa metodologia podem ser utilizados também para avaliar o potencial poluente de P de solos que receberam os mais variados tipos de fertilizantes ou rejeitos, como esterco de animais, camas-de-aves, lodos de estações de tratamento de esgoto, resíduos industriais, dentre outros e, inclusive, os fertilizantes minerais industrializados.

Um fator importante que deve ser levado em consideração é que esta proposta enfoca apenas o teor de P no solo e a sua liberação para a água após a saturação do solo com P. Contudo, se a área em questão sofrer perdas relevantes de solo por erosão, as partículas de solo (e, conseqüentemente, o P aderido) serão levadas para os córregos e, neste caso, contribuirão para a descarga de P no ambiente, mesmo que o solo esteja abaixo do LCA-P. Desta maneira, para que o LCA-P seja um parâmetro seguro, é necessário que a erosão hídrica esteja controlada através de técnicas de manejo adequadas para a área.

Cabe ressaltar que os dados aqui apresentados são coerentes com os conceitos de química e fertilidade do solo, além de terem respaldo de outros trabalhos científicos com o mesmo objetivo, os quais chegaram a comportamentos semelhantes aos do presente estudo. Contudo, como se trata apenas de um tipo de solo (misturado com diferentes porções de areia), a continuação deste estudo é de grande importância, devendo ser reproduzido em solos com diferentes históricos de adubação fosfatada, coletados em diferentes partes do Estado de Santa Catarina.

7. BIBLIOGRAFIA CITADA

ALMEIDA, J.A.; TORRENT, J.; BARRÓN, V. Cor de solo, formas de fósforo e adsorção de fosfatos em Latossolos desenvolvidos de basalto do extremo sul do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.27, p.985-1002, 2003.

BAI, Z.; LI, H.; YANG, X. et al. The critical soil P levels for crop yield, soil fertility and environmental safety in different soil types. *Plant Soil*, 372:27–37, 2013.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. DOU nº 053, de 18/03/2005, págs. 58-63.

COSTA, A.C. Rendimento de milho, atributos químicos e formas do fósforo no solo após nove aplicações anuais de dejetos suíno. 2011. 86f. Mestrado (manejo do Solo) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2011.

CQFS-RS/SC - COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO. Manual de Adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. 10^o ed. Porto Alegre: SBRS/NRS, 400 p., 2004.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Manual de métodos de análise de solo. Brasília: EMBRAPA/CNPQ. Rio de Janeiro. 212 p., 1997.

FATMA - FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE DE SANTA CATARINA. Instrução Normativa 11 de 13/12/2004. Disponível em: <http://www.fatma.sc.gov.br>. Acessado em: 24/03/2014.

GUARDINI, R.; COMIN, J.J.; SCHMITT, D.E. et al. Accumulation of phosphorus fractions in typical Hapludalf soil after long-term application of pig slurry and deep pig litter in a no-tillage system. *Nutrient Cycling Agroecosystems*, v. 93, p.215-225, 2012.

MURPHY, J. RILEY, J. P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, Oxford, v 27, p. 31-36, 1962.

OLIVEIRA, C. M. B. Comportamento dos métodos Mehlich 1, Mehlich 3 e resina trocadora de ânions frente ao poder tampão do solo e à utilização de fosfatos naturais. Dissertação de mestrado em Ciência do Solo. UDESC, 2010.

SCHERER, E.E., NESI, C.N. ; MASSOTTI, Z. Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas da Região Oeste Catarinense. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 34, p. 1375-1383, 2010.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H. & VOLKWEISS, S.J. *Análises de solo, plantas e outros materiais*. 2.ed. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995.174p.

8. ANEXOS

ANEXO 1 – Amostra de solo coletada em Campos Novos-SC

Anexo 1.1 – Descrição da amostra:

A amostra foi retirada do horizonte latossólico subsuperficial (Bw – 140 a 220cm) de um Latossolo Bruno (EMBRAPA, 1999) com mineralogia predominante de caulinita e presença de goethita, hematita e minerais 2:1 interestratificados (Almeida et al., 2003).

Anexo 1.2 – Características químicas e físicas do Horizonte subsuperficial (Bw – 140/220cm) do Latossolo Bruno coletado em campos Novos-SC:

Atributo	Valor
Argila (%)	80,0
Silte (%)	18,0
Areia (%)	2,0
pH – água (1:1)	5,2
Índice SMP	5,8
Matéria Orgânica* (g kg ⁻¹)	7,2
Fe H ₂ SO ₄ * (g kg ⁻¹)	126,0
Fe _d * (g kg ⁻¹)	149,0
Fe _o /Fe _d * (g kg ⁻¹)	0,02
Hm/(Hm + Gt)*	0,62
Área superficial específica* (m ² g ⁻¹)	82
Soma de Bases* (cmol _c kg ⁻¹)	0,32
Al trocável* (cmol _c kg ⁻¹)	0,99
CTC pH 7* (cmol _c kg ⁻¹)	7,11
Saturação por Bases* (%)	5,0

* = valores transcritos do trabalho de Almeida et al. (2003).

Fe H₂SO₄ = ferro total; Fe_d = óxidos de ferro livres extraídos por ditionito-citrato e bicarbonato de sódio; Fe_o = óxidos de ferro amorfos extraídos por oxalato de amônio; Gt = goethita; Hm = hematita; Al = alumínio trocável.

ANEXO 2 – Procedimentos para preparo das misturas solo-areia usadas no estudo:

A areia utilizada no estudo foi passada em um sistema de peneiras, sendo separadas para utilização as partículas com tamanho entre 0,5 e 1,0 mm. A areia peneirada foi deixada por 24 horas em contato com ácido clorídrico (HCl 0,1 mol L⁻¹) na proporção 1:1. Após, a areia foi lavada sucessivas vezes com água corrente até que o pH da água descartada após a lavagem ficasse semelhante ao pH original da água. Finalmente, foi feita uma lavagem da areia com água destilada e após a areia foi seca em estufa com aeração forçada a 65° C.

Para a incubação das misturas solo-areia, estas foram acondicionadas em baldes plásticos e incubados por 30 dias (umidade mantida em 80 % da capacidade de campo) para estabilização de propriedades físico-químicas desses solos artificiais. Após a incubação, os solos foram secos em estufa com aeração forçada a 65° C e passados em peneira de 2 mm. Após, foi realizada análise química dos solos e determinado a necessidade de calcário de cada solo. A cada solo foi adicionado calcário (calcário tipo filler com PRNT=98,11%) em dose para atingir pH em água de 6,0 e os solos foram novamente incubados por 30 dias. Durante as duas incubações, a umidade do solo foi mantida em 80% da capacidade de campo por meio de regas periódicas com água destilada para repor a água perdida por evaporação. As unidades experimentais eram monitoradas por meio de pesagem e eram revolvidas a cada cinco dias para facilitar a troca de gases. Após a segunda incubação, os solos foram secos em estufa com aeração forçada a 65° C, passados em peneira de 2 mm e armazenados para utilização no estudo.

ANEXO 3 – Procedimentos para confecção das isotermas de adsorção e determinação da CMAP dos solos

Os solos com diferentes teores de argila foram submetidos a testes de adsorção seguindo os procedimentos padrões para confecção de isotermas de adsorção. As isotermas foram executadas pela seguinte metodologia: Acondicionou-se em tubo de centrífuga 0,5 g de cada solo (com quatro repetições) e nestes foram aplicados 15ml de soluções de fósforo nas concentrações 0, 1, 2, 4, 6, 8, 16, 32, 64, 96 e 128 mg l⁻¹ de P, que corresponderam, no solo, às doses de 0, 30, 60, 120, 180, 240, 480, 960, 1920, 2880, 3840 mg kg⁻¹ de P. As amostras foram agitadas durante 16 horas em agitador tipo Wagner, a 30 rotações por minuto (rpm). Após a agitação a solução foi separada do solo através de centrifugação a 5.000 rpm (aprox. 2.000G) por 14 minutos. Nos extratos foi determinado o fósforo remanescente na solução pelo método de Murphy & Riley (1962).

Para cada solo, os dados experimentais foram submetidos ao ajuste matemático pelo modelo matemático de Langmuir usando o software SAS. O modelo usado foi: $Psor = (K*CMAP*Psol) / (1+K*Psol)$, onde $Psor = P$ sorvido, $K =$ constante relacionada à energia de ligação, $CMAP =$ capacidade máxima de adsorção de P e $Psol = P$ na solução de equilíbrio.

ANEXO 4 – Procedimentos para determinação do fósforo dissolvido na água e Mehlich 1

O $P_{\text{água}}$ foi realizado pesando-se o equivalente a 1 dm^{-3} de solo úmido proveniente incubação, adicionando 10 ml de água destilada e agitando as amostras durante 1 hora em agitador tipo Wagner a 30rpm. Após, as amostras foram centrifugadas a 5.000 rpm (aprox. 2.000G) por 10 minutos e foi determinado o fósforo na solução pelo método de Murphy & Riley (1962).

O fósforo disponível por Mehlich 1 foi realizado segundo descrito em Tedesco et al. (1995), utilizando 1 cm^{-3} de solo e 10 mL de solução extratora. Após 5 minutos de agitação do solo com a solução extratora, as amostras foram centrifugadas a 5.000 rpm (aprox. 2.000G) por 5 minutos e foi determinado o fósforo na solução pelo método de Murphy & Riley (1962).



CENTRO DE CIÊNCIAS AGROVETERINÁRIAS
LAGES - 1973