

BENEFÍCIOS DO USO DE PLANTAS DE COBERTURA DE SOLO NA CICLAGEM DE FÓSFORO

Carlos Alberto Casali¹, Tales Tiecher², João Kaminski³, Danilo Rheinheimer dos Santos⁴, Ademir Calegari⁵ & Rogério Piccin⁶

¹ Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor de Solos da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, (UTFPR), Câmpus de Dois Vizinhos, Estrada para Boa Esperança, S/n - Zona Rural, Dois Vizinhos, CEP 85660-000, PR, Brasil. E-mail: betocasali@yahoo.com.br. Autor para correspondência

² Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor do Departamento de Solos, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Avenida Bento Gonçalves, 7712, Porto Alegre, CEP 91540-000, RS, Brasil. E-mail: tales.tiecher@gmail.com

³ Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor Aposentado do Departamento de Solos, Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Avenida Roraima, 1000, Bairro Camobi, Santa Maria, CEP: 97105-900, RS, Brasil. E-mail: joao.kaminski@gmail.com

⁴ Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor Titular do Departamento de Solos da UFSM. Pesquisador 1C-CA/AG do CNPq. E-mail: danilonesaf@gmail.com

⁵ Engenheiro Agrônomo, Doutor em Agronomia, Pesquisador Aposentado do Instituto Agronômico do Paraná (IAPAR), Rod. Celso Garcia Cid, 2571 - Conj. Hab. Jamile Dequech, Londrina, CEP 86047-590, PR, Brasil. E-mail: ademircalegari@bol.com.br

⁶ Engenheiro Agrônomo, Mestrando do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da UFSM. E-mail: piccinagro@gmail.com

INTRODUÇÃO

A baixa disponibilidade de fósforo (P) nos solos brasileiros leva a aplicação desse nutriente em sistemas de produção de grãos, de fibra, de madeira e de horticultura, principalmente via fertilizantes inorgânicos solúveis. Contudo, a iminente depleção das reservas de rochas fosfáticas no próximo século (CORDELL; DRANGERT; WHITE, 2009) e o uso de doses de P maiores que a capacidade do solo em retê-lo mais energeticamente, que pode torna-lo poluente de mananciais de água, fazem com que o emprego de fertilizantes fosfatados deva ser minimizado (BROETTO et al., 2014; CERETTA et al., 2010; STUTTER; LANGAN; COOPER, 2008; VAN DIJK; LESSCHEN; OENEMA, 2015; ZHANG et al., 2008) e utilizado de forma mais eficiente.

O presente contexto gera maior preocupação com as formas inorgânicas de P (Pi) do solo em estudos da dinâmica da sua disponibilidade para as plantas. Contudo, esse nutriente também pode ser de natureza orgânica (Po), derivados de compostos da flora e da fauna do solo e do armazenado nas plantas, compreendendo os ésteres orgânicos de fosfatos. Como as intervenções antrópicas alteram a quantidade e as formas de P no solo, quer por adições ou subtrações por sistemas de cultivo de plantas e formas de manejo (CHEN et al., 2015; CHERUBIN et al., 2016; ŁUKOWIAK; GRZEBISZ; SASSENATH, 2016; NZIGUHEBA; BÜNEMANN, 2005; YANG et al., 2016), necessita-se

investir em estudos da sua ciclagem, compreendendo os mecanismos de liberação de P de fontes menos lábeis, orgânicas ou inorgânicas, o aumento da sua absorção e eficiência de utilização pelas plantas, ou mesmo desenvolver métodos mais precisos para monitorar os resultados de manejo da adubação fosfatada para solos com baixa disponibilidade de P.

No Sul do Brasil predominam solos intemperizados, que possuem elevado teor de argilominerais 1:1, óxidos de ferro e alumínio, os quais adsorvem P com alta energia, diminuindo a sua disponibilidade (BORTOLUZZI et al., 2015; FINK et al., 2014, 2016; GÉRARD, 2016). Assim, as formas orgânicas de P passam a ser um componente importante na dinâmica de disponibilidade desse nutriente no solo (DODD; SHARPLEY, 2015; TIECHER; RHEINHEIMER; CALEGARI, 2012). Deve-se destacar a ciclagem biológica do P, que envolve a atividade microbiana, quer pela imobilização do nutriente no tecido microbiano ou pela mineralização do elemento contido em compostos orgânicos (DODD; SHARPLEY, 2015; TIESSEN; STEWART; COLE, 1984), ou mesmo pela produção de enzimas que aceleram a liberação do fosfato de compostos orgânicos (TURNER, 2008).

Em conjunto, a ciclagem do P pelas plantas ganha importância, pois estas possuem diferentes graus de adaptação para acessar o P do solo (HALL et al., 2010; LAJTHA; HARRISON, 1995; NEUMANN; RÖMHELD, 1999). Há aquelas que aproveitam o Pi por suas raízes ou associações com micorrizas e as que utilizam Po por mecanismos enzimáticos especializados

para cada tipo de ésteres de fosfatos, que são utilizados como fontes do nutriente (TURNER, 2008).

Como esses mecanismos variam com a espécie vegetal, a fim de otimizar o uso do P do solo pelas plantas em sistemas agrícolas, é fundamental a identificação daquelas com maior potencial de absorver e ciclar o P do solo, principalmente as que podem ser utilizadas comercialmente ou como plantas de cobertura do solo cultivadas em sucessão com espécies comerciais. Trabalhos de Giacomini et al. (2003), Marsola (2008), Tiecher et al. (2012) e Casali (2012) mostraram que existe variação na dinâmica do P no tecido das espécies vegetais e, conseqüentemente, efeito no comportamento do P no solo. Melhorar a compreensão do efeito das plantas de cobertura do solo sobre a dinâmica do P do solo pode contribuir para o uso mais eficiente dos fertilizantes fosfatados, assim como já acontece para o nitrogênio.

1. Dinâmica do P no solo: o limite entre a produtividade e a contaminação

A dinâmica do P no solo possui relação estreita com propriedades químicas, físicas e biológicas do solo (NEGASSA; LEINWEBER, 2009; RHEINHEIMER; GATIBONI; KAMINSKI, 2008), destacando o teor e a mineralogia das partículas de argila (ALMEIDA; TORRENT; BARRÓN, 2003; BORTOLUZZI et al., 2015; FINK et al., 2016; GUGGENBERGER; CHRISTENSEN; RUBŇK, 2000). As partículas minerais de tamanho argila apresentam maior número de sítios de adsorção de ânions, devido à sua maior área superficial específica, o que confere ao solo maior capacidade de adsorver o P, diminuindo suas formas disponíveis. Essa característica se torna mais expressiva em solos intemperizados que contêm altos teores de óxidos de alumínio e de ferro, principalmente os com baixa cristalinidade e elevado desbalanço de cargas, que possuem alta capacidade de adsorção de P (SPOSITO, 2008). Isso faz com que em solos argilosos intemperizados as formas orgânicas de P aumentem a sua significância em relação às formas inorgânicas (CROSS; SCHLESINGER, 1995). No entanto, o Po também é adsorvido fortemente pelos grupos funcionais dos argilominerais e óxidos, conforme mensurado por Rubæk et al. (1999) em que nas partículas de argila existe três e 12 vezes mais Po comparado às partículas de silte e areia, respectivamente. Ademais, em torno de 20% do Po extraído da fração argila era ácido teicoico de origem microbiana. Isso demonstra que as formas lábeis de Po no solo têm uma relação muito próxima com os produtos da atividade microbiana, mas, ao mesmo tempo, essas formas estão

predominantemente adsorvidas em partículas de argila, que diminuem sua disponibilidade para a ciclagem do P no solo (GUGGENBERGER et al., 2000; CHRISTENSEN; RUBŇK, 2000).

Negassa e Leinweber (2009), revisaram os impactos do uso e manejo de solos sobre as frações de P, determinadas pelo método proposto por Hedley et al. (1982), e destacaram que as formas lábeis e moderadamente lábeis são rapidamente deprimidas nos sistemas sem reposição de P e a aplicação de material orgânico não estanca a diminuição das formas do Po. No entanto, quando há aplicação de fosfatos o Pi e Po se acumulam em formas lábeis e a passagem para formas menos lábeis é mais influenciada pelas propriedades físico-químicas do que dos modos de uso e manejo do solo.

Dentre os manejos do solo que podem interferir na dinâmica do P em solos, os principais estão relacionados com a dinâmica da matéria orgânica do solo (MOS). Villareal Núñez; Amaral Sobrinho; Mazur (2003) verificaram que o P lábil (*i.e.* P com alta disponibilidade) foi superior em solos submetidos ao cultivo mínimo quando comparado a modelos com maior revolvimento. Partelli et al. (2009) e Tiecher et al. (2012), avaliaram as formas de P em sistemas de cultivos e verificaram que o menor nível de revolvimento do solo também contribuiu para a maior participação dos componentes orgânicos de P. Wright (2009) e Green et al. (2006) observaram maior quantidade de P, principalmente em formas orgânicas, nos macroagregados, comparativamente aos microagregados, sendo mais evidente no solo manejado sob práticas conservacionistas e com manutenção do resíduo na superfície do solo. Esses autores ainda comentam que práticas de manejo que promovam maior agregação do solo também contribuem para a diminuição de perdas de P por erosão. Portanto, práticas de manejo que preservam a MOS favorecem a formação de agregados com maior quantidade de P orgânico lábil.

No sistema plantio direto (SPD), os fertilizantes fosfatados aplicados na linha de semeadura ou a lanço tem elevado os teores de P da camada superficial do solo, pois o teor de P é alterado apenas no entorno da dissolução do grânulo do fertilizante, não alterando a carência desse nutriente no solo abaixo da zona de aplicação. Em conjunto, a manutenção dos resíduos culturais na superfície do solo sob SPD reduz sua taxa de decomposição e aumenta o conteúdo de MOS (CALEGARI et al., 2008; LAL, 2004; LIMOUSIN; TESSIER, 2007; NOGUEIROL et al., 2014) e pode beneficiar a atividade microbiana e o estoque de P orgânico na biomassa microbiana (RHEINHEIMER; ANGHINONI; CONTE, 2000; TIECHER;

RHEINHEIMER; CALEGARI, 2012). Ademais, muitas espécies vegetais conseguem utilizar formas de P menos acessíveis para culturas comerciais e o distribuem pela superfície em formas orgânicas passíveis de mineralização (HINSINGER et al., 2011; LI et al., 2007, 2009; WANG et al., 2008).

Apesar da maior disponibilidade de P para as plantas na superfície do solo sob SPD, o uso do fertilizante fosfatado em doses acima das indicadas por sistemas de recomendação oficiais, principalmente as aplicadas em cobertura, trazem impactos negativos ao ambiente. Isso porque, como é discutido no capítulo V do livro **“Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: contextualizando as atividades agropecuárias e os problemas erosivos”** (TIECHER; MINELLA, 2015), mesmo cultivando o solo sem revolvimento, as áreas de lavoura continuam sendo a principal fonte de sedimento. A erosão superficial das lavouras com a consequente transferência do solo enriquecido com P de alta disponibilidade causa o crescimento desenfreado de algas nos ambientes aquáticos (CAPOANE et al., 2014; DELGADO; SCALENGHE, 2008; PENUELAS et al., 2009; YAGHI; HARTIKAINEN, 2013). Este aumento da biomassa pode levar a diminuição do oxigênio dissolvido, provocando a morte e decomposição de muitos organismos, diminuindo a qualidade da água e causando alteração profunda no ecossistema. Portanto, nas lavouras deve-se evitar a adição de fertilizante em excesso na superfície do solo; deve-se manter barreiras físicas ao escoamento superficial de água e, num sistema de rotação de culturas, deve-se utilizar espécies de plantas de cobertura de solo que usem eficientemente o P no solo, tornando-o disponível para a cultura subsequente, para diminuir a demanda de fertilizantes fosfatados minerais e reduzir os riscos de contaminação ambiental (TIECHER et al., 2015a).

Estudar o efeito de diferentes sistemas de culturas e de manejos de solo sobre as formas de acumulação de P no solo é o caminho para selecionar práticas agrícolas e a sucessão de cultivos para melhorar a dinâmica desse nutriente no solo. Tais observações perpassam a compreensão das modificações das formas de P no solo, quando este é submetido a manejos agrícolas, principalmente a identificação de alterações nos estoques de P na fração lábil e moderadamente lábil.

2. Efeito das plantas de cobertura de solo na ciclagem de P

O SPD, que preconiza o não revolvimento do solo, associado ao uso de plantas de cobertura de solo em

rotação com culturas comerciais, vem ganhando espaço nas áreas agrícolas do Brasil (CASÃO JUNIOR; ARAÚJO; LLANILLO, 2012; TIECHER et al., 2015b). Esse sistema tem demonstrado grande eficiência no controle da erosão (MERTEN et al., 2015), via manutenção de resíduos vegetais na superfície do solo, propiciando também o aumento da disponibilidade de nutrientes (CALEGARI et al., 2013). A utilização de plantas de cobertura de solo no SPD visa manter o solo coberto nos períodos previstos para “pousio”, especialmente no inverno e entre os cultivos comerciais de verão. Como visto no Capítulo I desse livro (REDIN et al., 2016), diversas espécies de plantas de cobertura de solo, principalmente das famílias Fabaceae (leguminosas) e Poaceae (gramíneas) podem ser utilizadas como adubação verde em cultivo solteiro ou em sistemas de consórcios com outras plantas de cobertura de solo, culturas comerciais ou espécies perenes na Região Sul do Brasil. A seleção de plantas para esse fim inclui espécies como aveia (*Avena strigosa* Schreb), centeio (*Secale cereale* L.) (Figura 7 a), nabo forrageiro (*Raphanus sativus* L.) (Figura 7 b), tremoço azul (*Lupinus angustifolius* L.) (Figura 7 c) e ervilhaca comum (*Vicia sativa* L.) (Figura 7 d), entre outras.

Tais plantas apresentam habilidades diferenciadas em aproveitar os nutrientes do solo e do ar, representada, principalmente, por processos ocorrentes na rizosfera. Para o P, elas se utilizam de diferentes mecanismos para acessar as formas de P do solo menos lábeis e favorecer a ciclagem do P no sistema (Figura 8), como o aumento na relação raiz/parte aérea, da superfície radicular ou da taxa de absorção por unidade de raiz (LAJTHA; HARRISON, 1995), do aumento no número, forma e espessura dos pelos radiculares (SCHENK ; BARBER, 1979), da exsudação radicular de fosfatases (KUNZE et al., 2011) ou de compostos orgânicos capazes de complexar metais associados aos fosfatos (BAYON et al., 2006), pela associação micorrízica, na qual as hifas dos fungos ampliam a área radicular (DALLA COSTA; LOVATO, 2004), ou com outros microrganismos capazes de favorecer a clivagem ou a quebra de compostos orgânicos com a consequente liberação do ânion fosfato (LAJTHA; HARRISON, 1995; NAHAS, 2002).

Da mesma forma, a espécie de planta pode interferir na população de organismos solubilizadores de P do solo, que pode variar em função do caráter micorrízico ou não micorrízico da espécie (DALLA COSTA; LOVATO, 2004; KUNZE et al., 2011). Essas habilidades variam com a espécie vegetal, as características do solo e o ambiente em que a planta está inserida, pois as plantas desenvolveram estratégias fisiológicas para conviver com a baixa disponibilidade de P.

Assim, mesmo em solos pobres em P disponível haverá plantas hábeis em absorve-lo em quantidades que garantam seu desenvolvimento e que resulte em resíduos vegetais com maior concentração do nutriente, tornando-o fonte de P para a biota do solo e para a cultura subsequente (**Tabela 4**).



Figura 7. Solo coberto com centeio (A), nabo forrageiro (B), tremoço azul (C) e ervilhaca comum (D), manejados sob sistema plantio direto em experimento com 28 anos de duração. Pato Branco, outubro de 2011. Fonte: os autores.

O cultivo de plantas com maior capacidade de absorver e acumular P em rotação com culturas de interesse comercial pode ser uma estratégia interessante

para aumentar a disponibilidade de P no solo, como observado por Casali (2012), Dalla Costa; Lovato (2004), e Giacomini et al. (2003). Avaliar o acúmulo de P no tecido vegetal é importante para auxiliar na identificação de plantas que apresentem maior capacidade de absorção e maior eficiência de uso dos nutrientes. Essa eficiência é medida pela quantidade de massa acumulada por unidade de P absorvido. Porém, nem todo o P absorvido pela planta é usado metabolicamente, sendo parte dele armazenado no vacúolo na forma de P_i (BIELESKI; FERGUSON, 1983; BIELESKI, 1973, 1976), o que representa ineficiência de uso do nutriente pela planta. Casali (2012) verificou grande diferença na capacidade de acúmulo de P pelas plantas de cobertura de solo, que variou de 11 a 16 kg ha⁻¹, em função da diferença na produção de matéria seca da parte aérea (MSPA) e do teor de P no tecido vegetal, sendo que este último oscilou de 1,6 a 4,4 g kg⁻¹ entre as plantas de cobertura de solo (**Tabela 4**).

Além da quantidade de P absorvida, que influenciará no teor de P do tecido vegetal, a forma como o nutriente é armazenado também pode interferir no acúmulo de P no solo quando esse resíduo for adicionado, como observado por Giacomini et al. (2003). Esse processo pode ser imediato ou em longo prazo, dependendo da quantidade de P_i presente no material vegetal. Diferenças na incorporação de P nas frações bioquímicas do tecido das plantas podem fornecer critérios de seleção de plantas mais eficientes na utilização de P, mais do que avaliações baseadas apenas na biomassa e no conteúdo de P total (CHISHOLM; BLAIR, 1988).

Casali (2012) verificou que a quantidade de P acumulado em diferentes formas no tecido vegetal variou entre as espécies de plantas de cobertura de solo, sendo as formas minerais solúveis as predominantes (**Tabela 5**), visto que a maior parte se encontra no vacúolo da célula vegetal (MARSCHNER, 1995). As formas de acúmulo de P variam com a disponibilidade de P do solo, sendo que os teores solúveis de P no tecido elevam-se com o aumento do teor de P disponível no solo sob SPD em relação ao solo sob SCC.

Mesmo em solos com baixo teor de P disponível, o P_i é armazenado no tecido vegetal (MARSCHNER, 1995), cuja quantidade depende da capacidade da planta em hidrolisar o P_o do solo para absorvê-lo e acumulá-lo (TARAFDAR; CLAASSEN, 2005). Marsola (2008), trabalhou com ³²P e verificou que as frações fosfatadas em aveia preta, milho, nabo forrageiro e crotalaria utilizadas como adubo verde, ao serem incorporadas ao solo, foram mineralizadas e serviram de fontes de P para o arroz cultivado em sequência.

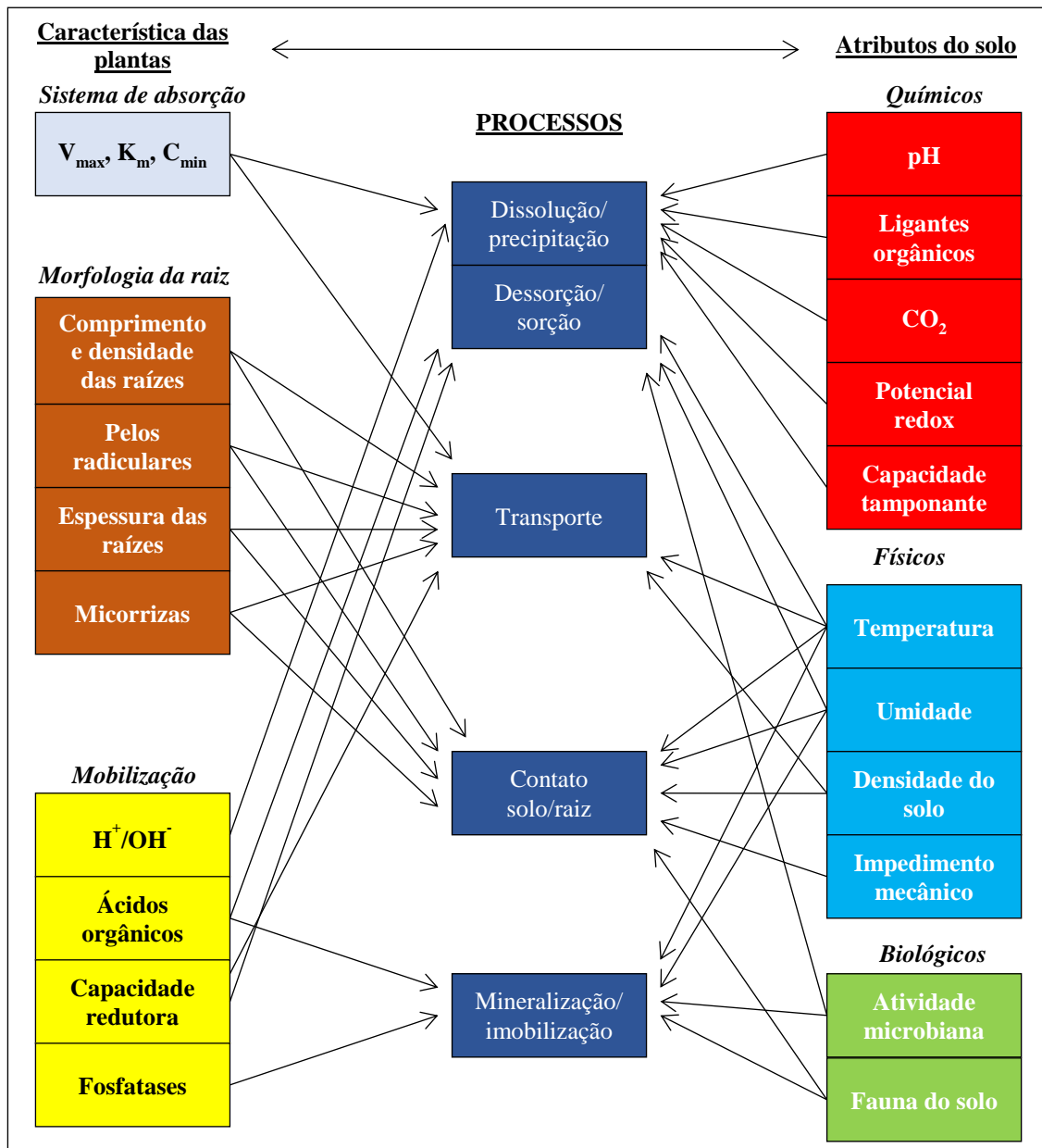


Figura 8. Processos governando a aquisição de P do solo e de fertilizantes pelas plantas como efeito das propriedades das plantas e do solo. Adaptado de Horst et al. (2001).

Tabela 4. Produção de matéria seca da parte aérea (MSPA) e concentração de P no tecido de plantas de cobertura de solo cultivadas em Latossolo Vermelho sob sistema de cultivo convencional (SCC) e sistema plantio direto (SPD). Pato Branco, setembro de 2011. Fonte: Casali (2012).

Parâmetro	Sistema de manejo	Planta de cobertura						
		Aveia	Centeio	Ervilhaca	Nabo	Tremoço	Trigo	
MSPA (kg ha ⁻¹)	SCC	2.510 cB ¹	6.009 aB	3.800 bA	3.870 bA	1.490 cB	5.721 aA	
	SPD	5.159 cA	8.522 aA	3.582 cA	5.011 cA	4.485 cA	6.989 bA	
Fósforo (g kg ⁻¹)	SCC	2,5 bA	1,4 cB	3,1 aB	1,6 cB	1,6 cB	1,3 cB	
	SPD	2,6 bA	1,8 cA	4,4 aA	2,7 bA	2,4 bA	1,6 cA	
Relação C:P	SCC	165 cA	320 aA	131 cA	262 bA	255 bA	341 aA	
	SPD	163 bA	235 aB	89 cA	149 bB	173 bB	263 aB	
Fósforo (kg ha ⁻¹)	SCC	6 bB	8 aB	12 aB	6 bB	2 cB	7 bB	
	SPD	13 bA	16 aA	16 aA	13 bA	11 cA	11 cA	

¹ Médias seguidas pela mesma letra, minúsculas na linha e maiúsculas na coluna, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade de erro.

Tabela 5. Concentração relativa das diferentes formas de P no tecido da parte aérea das plantas de cobertura de solo, cultivadas sob sistema convencional (SCC) e sistema plantio direto (SPD). Pato Branco-PR, setembro de 2011. Fonte: Casali (2012).

Forma P no tecido	Sistema de manejo	Cultura anual de inverno					
		Aveia	Centeio	Ervilhaca	Nabo	Tremoço	Trigo
----- % -----							
Solúvel inorg. (P _{soli})	SCC	61,4 aA	59,8 aB	64,4 aA	58,6 aA	50,6 bB	22,8 cB
	SPD	67,4 aA	71,0 aA	66,1 aA	65,2 aA	63,2 aA	60,9 aA
Solúvel total (P _{solt})	SCC	69,0 aB	70,2 aB	70,1 aB	72,0 aB	56,1 bB	70,0 aB
	SPD	74,0 bA	78,4 aA	75,0 bA	78,8 aA	73,9 bA	78,4 aA
Lipídio (P _{lip})	SCC	12,3 aA	10,5 aA	8,4 bA	9,9 aA	10,5 aA	7,4 bA
	SPD	8,1 aA	6,0 aA	6,0 aA	6,4 aA	5,4 aA	5,5 aA
RNA (P _{rna})	SCC	16,1 bA	17,4 bA	18,4 bA	15,5 bA	29,6 aA	20,9 bA
	SPD	14,7 bA	13,2 bB	16,2 aA	12,2 bB	17,8 aB	13,7 bB
Resíduo (P _{res})	SCC	2,6 cB	1,9 dB	3,1 bA	2,6 cA	3,8 aA	1,7 dB
	SPD	3,2 aA	2,4 bA	2,9 aA	2,7 bA	2,9 aB	2,4 bA

¹ Médias seguidas pela mesma letra, minúsculas na linha e maiúsculas na coluna, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade de erro.

Para tornar-se disponível as plantas o Po deve ser hidrolisado, pois as plantas absorvem o P exclusivamente na forma de ortofosfato livre na solução do solo permanecendo na forma oxidada após absorvido. Os ésteres de fosfato são bastante estáveis no solo e sua hidrólise é muito lenta. Por isso, a sua clivagem, ou quebra da ligação O-P, ocorre de forma mais rápida na presença de catalisadores, ou reações enzimáticas. Esse processo é catalisado pelas enzimas fosfatases extracelulares e periplásmicas, que são secretadas por muitas plantas e microrganismos do solo em resposta à necessidade de P, ou depois da mineralização as células microbianas (QUIQUAMPOIX; MOUSAIN, 2005; VINCENT; TURNER; TANNER, 2010). No solo, o P dos compostos orgânicos advém de várias substâncias como as fitinas, os fosfolipídios e derivados, ácidos nucleicos entre outros, cuja hidrólise é catalisada por enzimas dos grupos correspondentes, fitases, fosfolipasas, nucleases, entre outras, genericamente reconhecidas como fosfatases (NAHAS, 2002). Das fosfatases presentes no solo, as fosfomonoesterases são as mais estudadas e agem sobre uma variedade de compostos de baixo peso molecular com ligações monoéster com o P (TURNER; HAYGARTH, 2005). Já as fosfodiesterases estão envolvidas na degradação de fosfolipídios e ácidos nucleicos, formas de Po que são mais facilmente convertidos em fosfato inorgânico. Ambas as enzimas são necessárias para liberar fosfato livre a partir de um diéster, pois a hidrólise inicial deste libera um fosfato monoéster, que deve ser hidrolisado posteriormente por uma fosfomonoesterase para gerar fosfato livre (Figura 9) (TURNER; HAYGARTH, 2005).

Contudo, o Po também pode ser liberado durante a oxidação do carbono orgânico por organismos do solo. Estes dois mecanismos têm sido chamados de mi-

neralização “bioquímica” e “biológica”, respectivamente (MCGILL; COLE, 1981). Dessa forma, a mineralização do Po pode ocorrer independentemente da oxidação da MOS, o que dificulta o estabelecimento de uma relação C:P orgânico do solo que possa prever mineralização ou imobilização do P no solo.

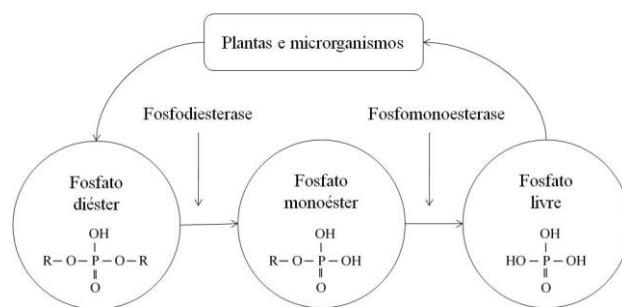


Figura 9. Modelo conceitual simplificado do “turnover” do P orgânico e com a atuação das enzimas fosfatases. Adaptado de Turner e Haygarth (2005).

Para o P, pelo fato de ser um constituinte da estrutura do tecido vegetal, sua liberação apresenta uma íntima relação com a mineralização desses materiais. Giacomini et al. (2003) verificaram que, após 15 dias, menos de 60% do P permaneceu nos resíduos culturais da ervilhaca, enquanto no nabo e na aveia esse valor foi superior a 90%, mesmo comportamento observado por Casali (2012) (Figura 10). Esses resultados podem ser explicados pela maior concentração de P solúvel em água (P_{sa}) da ervilhaca, superior a aveia em 27%, o que facilitou a migração do P do resíduo para o solo (GIACOMINI et al., 2003). Adicionalmente, Marsola (2008) verificou que aproximadamente 33% das espécies de P dos tecidos são solúveis, sendo que esta fração não necessita da ação de microrganismos para ser decomposta e liberar os nutrientes para as plantas subsequentes.

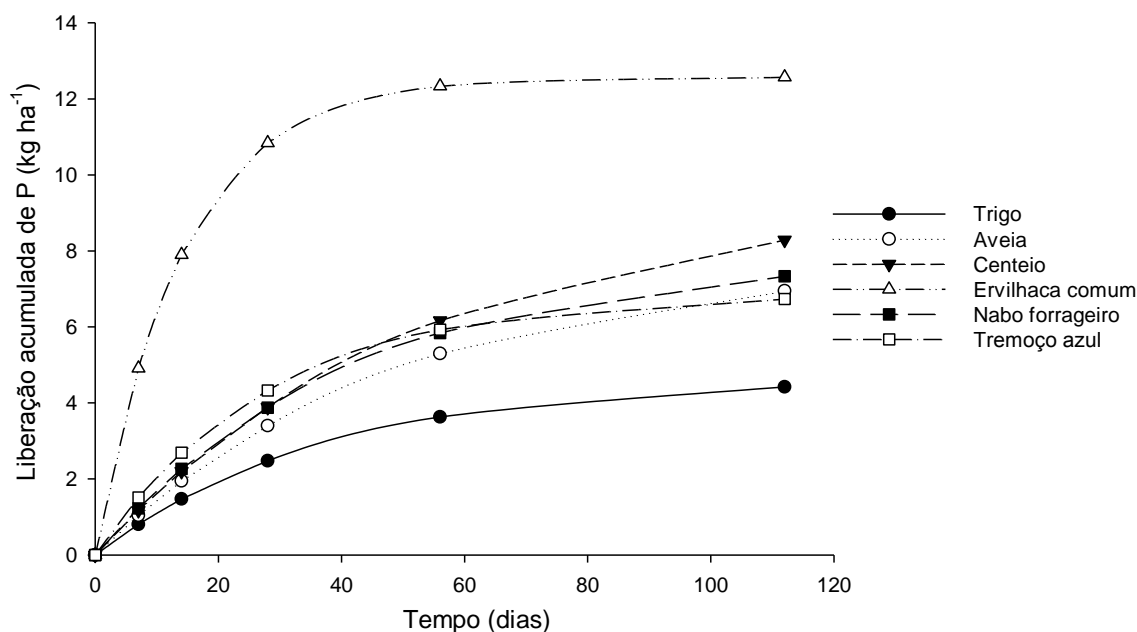


Figura 10. Liberação de P a partir de resíduos de plantas de cobertura de solo. Pato Branco, PR, 2011. Fonte: Casali (2012).

Nos resíduos restam as formas de P não solúvel em água (maioria diésteres: ácidos nucleicos, fosfolípidios e fosfoproteínas) (FROSSARD et al., 1995), que dependem da sua mineralização para ser liberado (GIACOMINI et al., 2003).

O conhecimento da dinâmica de decomposição de resíduos vegetais das plantas de cobertura de solo e dos seus efeitos na disponibilidade de P no solo, em formas mais prontamente disponíveis, é importante para se recomendar o uso dessas plantas, seja em cobertura (SPD), seja com incorporação (CARVALHO, 2005). Segundo Paul e Clark (1996), os principais fatores relacionados ao resíduo vegetal, que afetam a sua taxa de mineralização, são a quantidade e a qualidade do substrato (fração solúvel, nutrientes, lignina, polifenóis e as relações C/N, lignina/N e lignina + polifenóis/N). Isso muitas vezes é expresso como relação C:N e é bastante utilizado em estudos com mineralização de N (DONEDA, 2010), contudo, muitas vezes não se relaciona com a liberação de P dos resíduos durante sua decomposição. Ao contrário do N, poucos estudos têm sido realizados de modo a relacionar a taxa de mineralização de P com as características bioquímicas dos resíduos culturais das plantas cultivadas. Contudo, para o P, é limitado o estabelecimento de uma relação C:P nos resíduos que dividam os processos de imobilização ou mineralização, porque, além da decomposição biológica, pode ocorrer retirada do P dos compostos orgânicos sem decomposição da molécula (mineralização bioquímica), por intermédio de fosfatases produzidas por plantas e microrganismos (MCGILL; COLE, 1981).

Nesse sentido, as plantas apresentam variação na capacidade de absorção e acumulação de P e na labilidade dos constituintes orgânicos, o que acarreta alterações na distribuição das formas de P do solo. Por isso, torna-se importante conhecer a dinâmica de decomposição e a liberação de nutrientes dos resíduos culturais de plantas de cobertura de solo, pois tal entendimento permite prever manejos agrícolas que aperfeiçoem o uso de P no solo sem a necessidade de elevações de seus teores até limites que facilitem o escape para o meio não alvo, como rios e lagos.

Avaliações que incluem a liberação de P durante o processo de mineralização de compostos orgânicos têm sido realizadas apenas com a diminuição de seu teor total durante a decomposição dos resíduos. Porém, estudos com o propósito de avaliar o decaimento das diferentes formas bioquímicas com que o P se distribui em plantas têm sido pouco realizados, possivelmente pelas dificuldades procedimentais dos métodos de fracionamento utilizados (PEREIRA et al., 2008; CASALI et al., 2011). O conhecimento das frações fosfatadas em plantas de cobertura de solo permite prever a quantidade de P potencialmente liberado ao solo (MARSOLA, 2008). Compreender as formas de acumulação de P no tecido de plantas de cobertura de solo e a dinâmica da sua liberação para o solo pode auxiliar na escolha de espécies para o uso em sistemas com baixo uso de fertilizante solúvel, principalmente para os solos intemperizados e com elevado teor de óxidos, como os que predominam na região Sul do Brasil (CASALI et al., 2011).

Giacomini et al. (2003) verificaram que o uso de ervilhaca isoladamente ou associada a aveia preta (Poaceae) adicionou maior quantidade de P no solo, a partir da decomposição dos seus resíduos, em função da maior absorção de P pela planta leguminosa, associado à maior labilidade dos seus resíduos vegetais.

Conforme Barber (1984), a liberação do P para a solução do solo é controlada pela taxa de mineralização da MOS e depende da atividade microbiana que usam os esqueletos carbônicos como fonte de energia, hidrolisando os ésteres de fosfato, o que fornece o íon Pi para as plantas (TARAFDAR; CLAASSEN, 2005). No entanto, Casali et al. (2011) avaliaram a liberação de diferentes formas de P dos resíduos de plantas de cobertura de solo e constataram que as espécies com maior teor de Pi liberaram mais rapidamente o P ao solo, até mesmo sem ser acompanhado pela degradação dos resíduos vegetais. Oliveira et al. (2002) verificaram que a presença da leguminosa aumentou a população microbiana e beneficiou as taxas de decomposição e de liberação de nutrientes da gramínea e que houve aumento do teor de P no solo das parcelas. Isso se deve ao fato de o substrato das leguminosas ser mais favorável para a colonização de microrganismos (GIACOMINI et al., 2003), dentre eles os solubilizadores de fosfato, corroborando os estudos de Sylvester-Bradley et al. (1982), que constaram maior presença de bactérias solubilizadoras em leguminosas do que em espécies de Poaceae. Resultados similares foram obtidos por Oliveira et al. (2003) avaliando a dinâmica de decomposição de amendoim forrageiro, capim Jaraguá (*Hyparrhenia rufa*) e da mistura dessas duas espécies em bolsas de decomposição. A leguminosa influenciou diretamente na decomposição, pois favoreceu a redução da relação lignina/N e C/N no resíduo da cultura de Poaceae.

Em um experimento de longa duração sob um Latossolo no sudoeste do Paraná, após 23 anos de cultivo com essas diferentes plantas de cobertura de solo, as espécies que se demonstraram mais eficientes na ciclagem de P no solo foram a aveia preta e o tremoço azul (TIECHER et al., 2012). Contudo, isso só foi observado quando cultivadas sob SPD e na camada de 0-5cm (Tabela 6). O mesmo, porém, não ocorreu quando houve revolvimento do solo no SCC. Esses resultados demonstram que a integração de plantas de cobertura de solo de inverno como o tremoço azul e a aveia preta combinado com o SPD é uma alternativa viável para melhorar a fertilidade do solo e diminuir a quantidade de fertilizante fosfatado a ser aplicada.

Contudo, outro estudo na mesma área experimental demonstrou que por mais que as plantas de cobertura de solo consigam absorver e acumular P no tecido

vegetal, mesmo cultivadas em 13 dos 25 anos do experimento, elas não conseguiram modificar significativamente as formas de P do solo da camada de 0-10 cm, tanto manejadas sob SPD, quanto SCC (CASALI, 2012). Portanto, o uso de plantas de cobertura de solo não pode ser visto como uma alternativa para substituir as adições de P por meio de fertilizantes fosfatados, mas sim como uma técnica complementar para reaproveitar o P já adicionado ao solo.

Tabela 6. Disponibilidade de P na camada de 0-5 cm após 23 anos de cultivo de diferentes espécies de plantas de cobertura de solo sob sistema plantio direto (SPD) e sistema de cultivo convencional (SCC) em um Latossolo no Sudoeste do Paraná. Fonte: Adaptado de Tiecher et al. (2012).

Planta de cobertura de inverno	SPD	SCC
	Teor de P disponível por Mehlich na camada 0-5 cm (mg kg ⁻¹)	
Tremoço azul	64	13
Aveia preta	51	10
Ervilhaca peluda	42	8
Nabo	37	13
Trigo	37	11
Pousio	37	10

Casali (2012) verificou que, dentre as plantas de cobertura de solo avaliadas no seu estudo, a ervilhaca comum e o centeio apresentaram maior potencial para reciclar P do solo (Figura 4). A primeira porque possui a maior capacidade de acumular P no tecido, principalmente em formas solúveis, associado ao resíduo, com elevada taxa de decomposição. A segunda, embora com menor teor de P no tecido, por produzir elevada quantidade de MSPA e com maior acúmulo de P inorgânico, que independe da mineralização do resíduo para a sua liberação. Essas espécies podem ser utilizadas isoladamente, mas o consórcio entre ambas se mostra como a melhor alternativa para ter um grande acúmulo de P no tecido vegetal, associado a uma liberação mais gradativa e sincronizada com a absorção da cultura semeada em sequência.

Em conjunto, Casali (2012) percebeu que as plantas de cobertura de solo conseguiram liberar ao solo formas de P que equivalem a 40% da demanda da cultura de milho cultivado em sequência (expectativa de produtividade de grãos de 6,0 Mg ha⁻¹ (CQFS-RS/SC, 2004) (Figura 4). Em função dessa quantidade de P que pode ser acumulada nos resíduos culturais das plantas de cobertura de solo, sugere-se a realização de estudos que busquem quantificar a contribuição do P reciclado pelas plantas de cobertura de solo e que avaliem

quanto pode ser reduzida a dose de fertilizante fosfatado solúvel na cultura implantada em sequência, assim como foi realizado exaustivamente para o N.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em sistemas conservacionistas, o cultivo de plantas de cobertura de solo em sucessão a plantas comerciais proporciona a cobertura permanente do solo. Embora o maior objetivo é a proteção do solo contra processos erosivos, elas melhoram a ciclagem de nutrientes.

As espécies de plantas de cobertura de solo possuem capacidade de absorção e de acúmulo de P diferenciadas, mas o que determina é a disponibilidade de P no solo. Para todas elas a maior parte do absorvido é armazenado como P inorgânico solúvel, o qual é imediatamente disponibilizado a partir da lise celular. A liberação de P dos resíduos das plantas é dependente do teor total de P no tecido, da percentagem das formas inorgânicas solúveis e da quantidade e da labilidade dos resíduos vegetais. Essas variáveis devem ser levadas em consideração quando plantas de cobertura de solo forem selecionadas com o intuito de ciclar o P do solo e disponibilizá-lo para a próxima cultura. Nesse sentido, o entendimento da contribuição que as plantas de cobertura de solo têm sobre a reciclagem do P do solo é fundamental para a busca de uma agricultura mais equilibrada.

Contudo, o modelo de agricultura atual tem preconizado o uso de fertilizantes fosfatados solúveis em detrimento do uso de técnicas e práticas que visam ciclar ou preservar as formas lábeis de P sem adições de insumos. Para que esse cenário mude, torna-se necessário um maior apoio aos estudos que busquem avaliar as formas de P existentes no solo e o entendimento da sua dinâmica sob formas de manejo de solo que busquem aproveitar o P já existente no solo. Isso permitiria a produção de plantas em consonância com a diminuição dos impactos ambientais ocasionados pelo uso exacerbado de fertilizantes fosfatados solúveis.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, J. A.; TORRENT, J.; BARRÓN, V. Cor de solo, formas do fósforo e adsorção de fosfatos em Latossolos desenvolvidos de basalto do extremo-sul do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 27, n. 6, p. 985–1002, dez. 2003.
- BARBER, S.A. **Soil nutrient bioavailability: a mechanistic approach**. New York, Wiley-interscience, 1984. 398p.
- BAYON, R. C. LE et al. Soil phosphorus uptake by continuously cropped *Lupinus albus*: A new microcosm design. *Plant and Soil*, v. 283, n. 1-2, p. 309–321, maio 2006.
- BIELESKI, R. L. Phosphate Pools, Phosphate Transport, and Phosphate Availability. *Annual Review of Plant Physiology*, v. 24, n. 1, p. 225–252, jun. 1973.
- BIELESKI, R. L. Effect of Phosphorus Deficiency on Levels of Phosphorus Compounds in *Spirodela*. *Plant Physiology*, v. 43, n. 9, p. 1309–1316, 22 nov. 1976.
- BIELESKI, R. L.; FERGUSON, J. B. Physiology and metabolism of phosphate and its compounds. In: LACHLI, A.; CIELESKI, R. L. (Eds.). **Encyclopedia of plant physiology. Inorganic plant nutrition**. [s.l.] Berlin: Springer (New series, v.15A), 1983. p. 422–449.
- BORTOLUZZI, E. C. et al. Occurrence of iron and aluminum sesquioxides and their implications for the P sorption in subtropical soils. *Applied Clay Science*, v. 104, p. 196–204, fev. 2015.
- BROETTO, T. et al. Soils and Surface Waters as Affected by Long-Term Swine Slurry Application in Oxisols of Southern Brazil. *Pedosphere*, v. 24, n. 5, p. 585–594, out. 2014.
- CALEGARI, A. et al. Impact of Long-Term No-Tillage and Cropping System Management on Soil Organic Carbon in an Oxisol: A Model for Sustainability. *Agronomy Journal*, v. 100, n. 4, p. 1013, 2008.
- CALEGARI, A. et al. Long-term effect of different soil management systems and winter crops on soil acidity and vertical distribution of nutrients in a Brazilian Oxisol. *Soil and Tillage Research*, v. 133, p. 32–39, out. 2013.
- CAPOANE, V. et al. Transferência de nitrogênio e fósforo para águas superficiais em uma bacia hidrográfica com agricultura e produção pecuária intensiva no Sul do Brasil. *Ciência Rural*, v. 00, n. ahead, p. 00–00, 2014.
- CARVALHO, A.M. **Uso de plantas condicionadoras com incorporação e sem incorporação no solo: composição química e decomposição dos resíduos vegetais; disponibilidade de fósforo e emissão de gases**. 2005. 199 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, USP, Piracicaba, 2005.
- CASALI, C. A. **Sistemas de culturas sob diferentes manejos por longa duração alteram as formas de fósforo do solo?** [s.l.] 149 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria - UFSM, 2012.
- CASALI, C.A. et al. Mineralização das formas de fósforo do tecido de plantas de cobertura. *Informações Agronômicas*, v. 135, p. 21–24, 2011.
- CASÃO JUNIOR, R.; ARAÚJO, A. G.; LLANILLO, R. **No-till agriculture in southern Brazil: Factors that facilitated the evolution of the system and the development of the mechanization of conservation farming**. [s.l.] The Food and Agriculture Organization of the United Nations and Instituto Agrônomo do Paraná, 2012.
- CERETTA, C. A. et al. Nutrient transfer by runoff under no tillage in a soil treated with successive applications of pig slurry. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 139, n. 4, p. 689–699, dez. 2010.
- CHEN, C. R. et al. Soil phosphorus fractionation and nutrient dynamics along the Cooloola coastal dune chronosequence, southern Queensland, Australia. *Geoderma*, v. 257–258, p. 4–13, nov. 2015.
- CHERUBIN, M. R. et al. Phosphorus pools responses to land-use change for sugarcane expansion in weathered Brazilian soils. *Geoderma*, v. 265, p. 27–38, mar. 2016.
- CHISHOLM, R.; BLAIR, G. Phosphorus efficiency in pasture species. II. Differences in the utilization of P between major chemical fractions. *Australian Journal of Agricultural Research*, v. 39, n. 5, p. 817, 1988.
- COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO – CQFS-RS/SC. **Manual de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. [s.l.] Núcleo Regional Sul da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2004.

- CONTE, E.; ANGHINONI, I.; RHEINHEIMER, D. S. Frações de fósforo acumuladas em Latossolo argiloso pela aplicação de fosfato no sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 5, p. 893–900, out. 2003.
- CORDELL, D.; DRANGERT, J.-O.; WHITE, S. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. **Global Environmental Change**, v. 19, n. 2, p. 292–305, maio 2009.
- CROSS, A. F.; SCHLESINGER, W. H. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. **Geoderma**, v. 64, n. 3–4, p. 197–214, jan. 1995.
- DALLA COSTA, M.; LOVATO, P. E. Fosfatases na dinâmica do fósforo do solo sob culturas de cobertura com espécies micorrízicas e não micorrízicas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, n. 6, p. 603–605, jun. 2004.
- DELGADO, A.; SCALENGHE, R. Aspects of phosphorus transfer from soils in Europe. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 171, n. 4, p. 552–575, ago. 2008.
- DODD, R. J.; SHARPLEY, A. N. Recognizing the role of soil organic phosphorus in soil fertility and water quality. **Resources, Conservation and Recycling**, out. 2015.
- DONEDA, A. Plantas de cobertura de solo consorciadas em cultivo solteiro: decomposição e fornecimento de nitrogênio ao milho. [s.l.] 79 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria - UFSM, 2010.
- FINK, J. R. et al. Mineralogy and phosphorus adsorption in soils of south and central-west Brazil under conventional and no-tillage systems. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 36, n. 3, p. 379, 19 fev. 2014.
- FINK, J. R. et al. Adsorption and desorption of phosphorus in subtropical soils as affected by management system and mineralogy. **Soil and Tillage Research**, v. 155, n. JANUARY, p. 62–68, jan. 2016.
- FROSSARD, E. et al. Reactions controlling the cycling of P in soils. In: Tiessen, H. (ed.) **Phosphorus in the Global Environment**. John Wiley & Sons, Chichester, UK, 1995. p.107–135.
- GÉRARD, F. Clay minerals, iron/aluminum oxides, and their contribution to phosphate sorption in soils — A myth revisited. **Geoderma**, v. 262, p. 213–226, jan. 2016.
- GIACOMINI, S. J. et al. Liberação de fósforo e potássio durante a decomposição de resíduos culturais em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, n. 9, p. 1097–1104, set. 2003.
- GREEN, V.S. et al. Phosphorus fractions and dynamics among soil aggregate size classes of organic and conventional cropping systems. **Soil Science**, v. 171, p. 874–885, 2006.
- GUGGENBERGER, G.; CHRISTENSEN, B. T.; RUBÑK, G. H. Isolation and characterization of labile organic phosphorus pools in soils from the Askov long-term field experiments. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v.163, n. 2, p. 151–155, 2000.
- HALL, H. et al. Cover crops alter phosphorus soil fractions and organic matter accumulation in a Peruvian cacao agroforestry system. **Agroforestry Systems**, v. 80, n. 3, p. 447–455, 6 jul. 2010.
- HEDLEY, M.J.; STEWART, J.W.B. & CHAUHAN, B.S. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. Method to measure microbial phosphate in soils. **Soil Science and Society of American Journal**, v. 46, p. 970–976, 1982.
- HINSINGER, P. et al. P for two, sharing a scarce resource: soil phosphorus acquisition in the rhizosphere of intercropped species. **Plant Physiology**, v. 156, n. 3, p. 1078–86, jul. 2011.
- HORST, W. J. et al. Agronomic measures for increasing P availability to crops. **Plant and Soil**, v. 237, n. 2, p. 211–223, 2001.
- KUNZE, A. et al. Phosphatase activity in sandy soil influenced by mycorrhizal and non-mycorrhizal cover crops. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 3, p. 705–711, 2011.
- LAJTHA, K.; HARRISON, A. F. Strategies of phosphorus acquisition and conservation by plant species and communities. In: TIESSSEN, H. (Ed.). **Phosphorus in the global environmental: transfers, cycles and management**. 1. ed. Chichester, UK: Wiley, 1995. p. 139–147.
- LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. **Science (New York, N.Y.)**, v. 304, n. 5677, p. 1623–7, 11 jun. 2004.
- LI, H. et al. Dynamics of phosphorus fractions in the rhizosphere of common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) and durum wheat (*Triticum turgidum durum* L.) grown in monocropping and intercropping systems. **Plant and Soil**, v. 312, n. 1-2, p. 139–150, 21 dez. 2007.
- LI, H. et al. Phosphorus uptake and rhizosphere properties of intercropped and monocropped maize, faba bean, and white lupin in acidic soil. **Biology and Fertility of Soils**, v. 46, n. 2, p. 79–91, 14 out. 2009.
- LIMOUSIN, G.; TESSIER, D. Effects of no-tillage on chemical gradients and topsoil acidification. **Soil and Tillage Research**, v. 92, n. 1-2, p. 167–174, jan. 2007.
- ŁUKOWIAK, R.; GRZEBISZ, W.; SASSENATH, G. F. New insights into phosphorus management in agriculture - A crop rotation approach. **The Science of the total environment**, v. 542, n. Pt B, p. 1062–77, 15 jan. 2016.
- MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. San Diego, California: Academic Press, 1995.
- MARSOLA, T. **Mineralização de fósforo do adubo verde e sua absorção por plantas de arroz**. [s.l.] 112 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.
- MCGILL, W. B.; COLE, C. V. Comparative aspects of cycling of organic C, N, S and P through soil organic matter. **Geoderma**, v. 26, n. 4, p. 267–286, nov. 1981.
- MERTEN, G. H. et al. No-till surface runoff and soil losses in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 152, p. 85–93, set. 2015.
- NAHAS, E. Microrganismos do solo produtores de fosfatases em diferentes sistemas agrícolas. **Bragantia**, v. 61, n. 3, p. 267–275, 2002.
- NEGASSA, W.; LEINWEBER, P. How does the Hedley sequential phosphorus fractionation reflect impacts of land use and management on soil phosphorus: A review. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 172, n. 3, p. 305–325, jun. 2009.
- NEUMANN, G.; RÖMHELD, V. Root excretion of carboxylic acids and protons in phosphorus-deficient plants. **Plant and Soil**, v. 211, p. 121–130, 1999.
- NOGUEIROL, R. C. et al. Effect of no-tillage and amendments on carbon lability in tropical soils. **Soil and Tillage Research**, v. 143, p. 67–76, nov. 2014.
- NZIGUHEBA, G.; BÜNEMANN, E. K. Organic phosphorus dynamics in tropical agroecosystems. In: TURNER, B. L.; FROSSARD, E.; BALDWIN, D. S. (Eds.). **Organic Phosphorus in the Environmental**. 1. ed. Wallingford, UK: CABI, 2005. p. 243–268.
- OLIVEIRA, C. A. et al. Decomposition of *Arachis pintoi* litter intercropped with forage grass in “Cerrado” soil in the dry and wet seasons. **Biology and Fertility of Soils**, v. 36, p. 405–410, 2002.
- OLIVEIRA, C.A. et al. Decomposition of *Arachis pintoi* and *Hyparrhenia rufa* litters in monoculture and intercropped systems under lowland soil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, p. 1089–1095, 2003.
- PARTELLI, F. L. et al. Qualidade da matéria orgânica e distribuição do fósforo no solo de lavouras orgânicas de café Conilon. **Ciência Rural**, v. 39, n. 7, p. 2065–2072, out. 2009.

- PAUL, E. A.; CLARK, F. E. **Soil Microbiology and Biochemistry**. 2nd Editio ed. San Diego, CA, USA: Academic Press, 1996.
- PANUELAS, J. et al. Increased eutrophication and nutrient imbalances in the agricultural soil of NE Catalonia, Spain. v. 30, n. 5, p. 841–846, 2009.
- PEREIRA, J. M. et al. Efeito do alumínio sobre a absorção, o acúmulo e o fracionamento do fósforo em sorgo. **Bragantia**, v. 67, p. 961-967, 2008.
- QUIQUAMPOIX, H.; MOUSAIN, D. Enzymatic hydrolysis of organic phosphorus. In: TURNER, B. L.; FROSSARD, E.; BALDWIN, D. S. (Eds.). **Organic phosphorus in the environmental**. Wallingford, UK: CAB International, 2005. p. 89–112.
- REDIN, M. et al. Plantas de cobertura de solo e agricultura sustentável: espécies, matéria seca e ciclagem de carbono e nitrogênio. In: TIECHER, T. (Ed.) **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: práticas alternativas de manejo visando a conservação do solo e da água**. Porto Alegre, RS: UFRGS, 2016. p. 7–22.
- RHEINHEIMER, D. DOS S.; GATIBONI, L. C.; KAMINSKI, J. Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. **Ciência Rural**, v. 38, n. 2, p. 576–586, abr. 2008.
- RHEINHEIMER, D. S.; ANGHINONI, I.; CONTE, E. Fósforo da biomassa microbiana em solos sob diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, n. 3, p. 589–597, set. 2000.
- RUBÆK, G. H. et al. Organic Phosphorus in Soil Size Separates Characterized by Phosphorus-31 Nuclear Magnetic Resonance and Resin Extraction. **Soil Science Society of America Journal**, v. 63, n. 5, p. 1123, 1999.
- SCHENK, M.K.; BARBER, S.A. Root characteristics of corn genotypes as related to P uptake. **Agronomy Journal**, v.71, n. 6, p. 921-924, 1979.
- SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. [s.l.] Oxford University Press, Inc, New York, 2008.
- STUTTER, M. I.; LANGAN, S. J.; COOPER, R. J. Spatial contributions of diffuse inputs and within-channel processes to the form of stream water phosphorus over storm events. **Journal of Hydrology**, v. 350, n. 3-4, p. 203–214, fev. 2008.
- TARAFDAR, J. C.; CLAASSEN, N. Preferential utilization of organic and inorganic sources of phosphorus by wheat plant. **Plant and Soil**, v. 275, n. 1-2, p. 285–293, 2005.
- TIECHER, T. et al. Forms of inorganic phosphorus in soil under different long term soil tillage systems and winter crops. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 1, p. 271–282, fev. 2012.
- TIECHER, T. et al. Cover crops affecting soil phosphorus dynamics in Brazilian highly weathered soils. In: REUTER, J. (Ed.). **Cover Crops: Cultivation, Management and Benefits**. [s.l.] New York, USA: Nova Science Publishers, 2015a. p. 23–52.
- TIECHER, T. et al. Cover crops affecting soil phosphorus dynamics in Brazilian highly weathered soils. In: REUTER, J. (Ed.). **Cover Crops: Cultivation, Management and Benefits**. [s.l.] New York, USA: Nova Science Publishers, 2015b. v. 55p. 23–52.
- TIECHER, T.; MINELLA, J. P. G. Erosão do solo: um problema mundial agravando-se num contexto de “agricultura conservacionista” no Sul do Brasil. In: TIECHER, T. (Ed.). **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: contextualizando as atividades agropecuárias e os problemas erosivos**. Frederico Westphalen, RS: Editora URI – Frederico Westph, 2015. p. 122–154.
- TIECHER, T.; RHEINHEIMER, D. S.; CALEGARI, A. Soil organic phosphorus forms under different soil management systems and winter crops, in a long term experiment. **Soil and Tillage Research**, v. 124, p. 57–67, ago. 2012.
- TIESEN, H.; STEWART, J. W. B.; COLE, C. V. Pathways of phosphorus transformations in soils of differing pedogenesis. **Soil Science Society of America Journal**, v. 48, n. 4, p. 853, 1984.
- TURNER, B. L. Resource partitioning for soil phosphorus: a hypothesis. **Journal of Ecology**, v. 96, n. 4, p. 698–702, jul. 2008.
- TURNER, B. L.; HAYGARTH, P. M. Phosphatase activity in temperate pasture soils: Potential regulation of labile organic phosphorus turnover by phosphodiesterase activity. **The Science of the total environment**, v. 344, n. 1-3, p. 27–36, 15 maio 2005.
- VAN DIJK, K. C.; LESSCHEN, J. P.; OENEMA, O. Phosphorus flows and balances of the European Union Member States. **The Science of the total environment**, v. 542, p. 1078–1093, 1 out. 2015.
- VILLAREAL NÚÑEZ, J. E.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B. DO; MAZUR, N. Conseqüências de diferentes sistemas de preparo do solo sobre distribuição química e perdas de fósforo de um Argissolo. **Bragantia**, v. 62, n. 1, p. 101–109, 2003.
- VINCENT, A. G.; TURNER, B. L.; TANNER, E. V. J. Soil organic phosphorus dynamics following perturbation of litter cycling in a tropical moist forest. **European Journal of Soil Science**, v. 61, n. 1, p. 48–57, fev. 2010.
- WANG, X. et al. Phosphorus acquisition characteristics of cotton (*Gossypium hirsutum* L.), wheat (*Triticum aestivum* L.) and white lupin (*Lupinus albus* L.) under P deficient conditions. **Plant and Soil**, v. 312, n. 1-2, p. 117–128, 23 abr. 2008.
- YAGHI, N.; HARTIKAINEN, H. Enhancement of phosphorus sorption onto light expanded clay aggregates by means of aluminum and iron oxide coatings. **Chemosphere**, v. 93, n. 9, p. 1879–86, nov. 2013.
- YANG, Q. et al. Spatiotemporal patterns of livestock manure nutrient production in the conterminous United States from 1930 to 2012. **The Science of the total environment**, v. 541, n. OCTOBER, p. 1592–602, 15 jan. 2016.
- ZHANG, Z. et al. Characterisation of diffuse pollutions from forested watersheds in Japan during storm events - its association with rainfall and watershed features. **The Science of the total environment**, v. 390, n. 1, p. 215–26, 1 fev. 2008.
- WRIGHT, A.L. Phosphorus sequestration in soil aggregates after long-term tillage and cropping. **Soil and Tillage Research**, v. 103, p. 406–411, 2009.