



Revista Brasileira de Ciência do Solo

ISSN: 0100-0683

revista@sbcs.org.br

Sociedade Brasileira de Ciência do Solo
Brasil

Fernández R., Iván Ernesto; Ferreira Novais, Roberto; Novais Nunes, Flancer; Ker, João Carlos
Reversibilidade de fósforo não-lábil em solos submetidos à redução microbiana e química: II -
extrações sucessivas do fósforo pela resina de troca aniônica
Revista Brasileira de Ciência do Solo, vol. 32, núm. 6, noviembre-diciembre, 2008, pp. 2319-2330
Sociedade Brasileira de Ciência do Solo
Viçosa, Brasil

Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=180214064011>

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

redalyc.org

Sistema de Informação Científica
Rede de Revistas Científicas da América Latina, Caribe, Espanha e Portugal
Projeto acadêmico sem fins lucrativos desenvolvido no âmbito da iniciativa Acesso Aberto

REVERSIBILIDADE DE FÓSFORO NÃO-LÁBIL EM SOLOS SUBMETIDOS À REDUÇÃO MICROBIANA E QUÍMICA.

II - EXTRAÇÕES SUCESSIVAS DO FÓSFORO PELA RESINA DE TROCA ANIÔNICA⁽¹⁾

Iván Ernesto Fernández R.⁽²⁾, Roberto Ferreira Novais⁽³⁾, Flancer Novais Nunes⁽⁴⁾ & João Carlos Ker⁽³⁾

RESUMO

A formação de P não-lábil a partir de formas lábeis, adsorvidas aos oxihidróxidos de Fe e Al, é razão para o baixo efeito residual da fertilização fosfatada em solos tropicais. A reversibilidade do P não-lábil para formas lábeis nesses solos pode ser favorecida pela redução do Fe^{3+} e, ou, pela diminuição da atividade dos oxihidróxidos de Fe e Al. Neste trabalho, objetivou-se avaliar a adsorção e dessorção de P, sua transformação em não-lábil e reversibilidade dessa forma em amostras de solos submetidas à redução microbiana ou química. Para isso, amostras de 11 solos foram homogeneizadas com 300 mg kg^{-1} de P na forma de NaH_2PO_4 em solução, incubadas por 30 dias e, então, submetidas a dez extrações sucessivas de P com resina de troca aniônica (RTA) (tratamento sem redução). Em seguida, outras amostras dos solos foram submetidas à ambiente redutor em solução de sacarose $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ com posterior aplicação da doses de P (300 mg kg^{-1}) e as dez extrações sucessivas de P (tratamento redução microbiana). Depois, outras amostras foram reduzidas/complexadas com oxalato de amônio (Ox) ou com citrato-ditionito-bicarbonato (CDB), e os solos/resíduos receberam a mesma dose de P dos experimentos anteriores. Foram então incubados por 30 dias e submetidos às extrações sucessivas com RTA (tratamento redução química). A capacidade máxima de adsorção de P (CMAP) dos solos mostrou-se mais dependente da goethita (com 70,8 % de contribuição para seu valor) do que da gibbsita (com contribuição de 29,2 %). A correlação negativa entre os teores de P obtidos na segunda extração com a RTA, nos solos em condição natural, sem redução, e os teores de gibbsita sugere que este,

⁽¹⁾ Recebido para publicação em junho de 2008 e aprovado em outubro de 2008.

⁽²⁾ Professor Associado, Faculdade de Ciencias, Universidade de La Serena. Benavente 980, La Serena, Chile. E-mail: ifernandezrojas@hotmail.com

⁽³⁾ Professor do Departamento de Solos, Universidade Federal de Viçosa – UFV. E-mail: rfnovais@ufv.br; jcker@ufv.br

⁽⁴⁾ Doutorando em Solos e Nutrição de Plantas pelo Departamento de Solos, UFV. E-mail: flancernovais@yahoo.com.br

e não a goethita, é o oxihidróxido responsável pela maior restrição à dessorção do P. Os valores de CMAP, estimados por meio do P remanescente (P-rem), mostraram, nas amostras submetidas ao tratamento com redução microbiana, pequena alteração para o grupo dos solos menos oxidicos, com menor CMAP. Todavia, nos solos mais oxidicos, com maior CMAP, o efeito prévio da sacarose foi o aumento do P-rem (diminuição da CMAP) 10 vezes em relação aos solos para o tratamento sem redução. Entretanto, a redução gerada pela sacarose não alterou a dessorção do P anteriormente adsorvido. A expectativa de que ocorreria significativa reversibilidade de P não-lábil com a redução microbiana ou química dos solos não se concretizou, demonstrando a grande estabilidade dessas formas.

Termos de indexação: potencial redox, dessorção de P, gibbsita, goethita, oxalato, CDB, P residual.

SUMMARY: *REVERSIBILITY OF NON-LABILE PHOSPHORUS IN SOILS UNDER MICROBIAL AND CHEMICAL REDUCTION. II – SUCCESSIVE ANION EXCHANGE RESIN EXTRACTION OF PHOSPHORUS*

The formation of non-labile from labile P forms, adsorbed onto Fe and Al oxyhydroxides, is the reason for low residual of phosphate fertilization in tropical soils. The reversibility of non-labile P to labile forms in these soils may be favored by the reduction of Fe³⁺ and, or, by the reduced activity of Fe and Al oxyhydroxides. This study aimed to evaluate P adsorption and desorption, the transformation into non-labile forms and reversibility of these forms in soil samples from environments of microbial or chemical reduction. Samples of 11 soils were homogenized with 300 mg kg⁻¹ P (NaH₂PO₄) in solution and incubated for 30 days. P was extracted in 10 successive extractions with anion-exchange resin (AER) (treatment without reduction). In a second experiment, the soil samples were treated with 0.1 mol L⁻¹ sucrose solution to create a reduction environment and subsequent application of P dose (300 mg kg⁻¹) and 10 successive P extractions (treatment microbial reduction). In a third experiment, the samples were complexed/reduced with ammonium oxalate (Ox) or with citrate-dithionite-bicarbonate (CDB). The soils/residues were treated with the above P dose, incubated for 30 days and subjected to successive extractions with AER (chemical reduction). It was observed that maximum P adsorption capacity (MPAC) of the soils was closer related with goethite, (which accounted for 70.8 % of the value), than gibbsite (with a contribution of 29.2 %). The negative correlation between the P contents in the second AER extraction for the soils in natural condition without reduction, and the contents of gibbsite only, indicated that gibbsite and not goethite is the oxyhydroxide that restricts P desorption most. The MPAC values estimated by equilibrium P showed, in the samples treated with microbial reduction, a slight alteration for the group of the less oxidic soils, with lower MPAC. But for more oxidic soils with higher MPAC, the previous effect of sucrose, which increased equilibrium P (reducing the MPAC), was high, about 10 times higher than in soils of the treatment without reduction. However, the reduction caused by sucrose did not alter the desorption of previously adsorbed P. The expectation of a significant reversibility of non-labile P due to microbial or chemical reduction of the soils was not confirmed, demonstrating the great stability of this form.

Index terms: Redox potential, P-desorption, gibbsite, goethite, oxalate, CDB, residual P.

INTRODUÇÃO

A retenção de P em formas não-reversíveis ou pouco reversíveis, denominadas não-lábeis, significa, de modo particular para solos mais intemperizados e mais oxidicos, forte competição entre solo e planta pelo P aplicado na forma de fertilizante.

O termo utilizado para descrever os processos de retenção de P no solo apresenta controvérsia, dada a complexidade dos fenômenos envolvidos. Na literatura, observam-se diversos termos, como fixação para designar a adsorção não reversível de P no solo (Novais et al., 2007; Srinivasarao et al., 2007). Nas reações de adsorção, podem-se distinguir duas fases:

uma mais rápida nos sítios ativos de superfície, via atração eletrostática, seguida de outra mais lenta, quando ocorre troca de ligantes dos grupamentos OH^- e OH_2^+ pelos íons ortofosfatos (Parfitt, 1978). A ligação pode apresentar menor energia, caracterizada pela formação de complexos monodentados, ou maior caracterizada pelos complexos bidentados que resultam na formação de P não-lábil (Parfitt, 1989; Novais et al., 2007). Portanto, a fixação que dá origem ao P não-lábil compreende fenômenos que se iniciam pela adsorção-precipitação reversível do íon ortofosfato da solução do solo até sua irreversibilidade. Também caracterizada pela difusão do fosfato nas imperfeições de cristais, esse fenômeno denominada de difusão em fase sólida (Barrow, 1985), esse fenômeno torna o P menos disponível ou não-lábil (Parfitt, 1989).

Tentativas para relacionar a retenção de P com a mineralogia do solo têm mostrado que os oxihidróxidos de Fe e de Al participam ativamente deste fenômeno (Novais et al., 2007). A magnitude da retenção de P em solos tropicais, em resposta à sua mineralogia, considera a presença de matéria orgânica (Almeida et al., 2003), tipo de argila e grau de cristalização dos oxihidróxidos de Fe e Al. Os amorfos apresentam maior capacidade de retenção ou adsorção de P (Novais & Smyth, 1999).

Para Latossolos, a goethita é o principal componente da fração argila responsável pela adsorção de P (Bahia Filho et al., 1983; Novais & Smyth, 1999). A substituição isomórfica do Fe por Al em goethita provoca desarranjo estrutural pela redução do tamanho da célula unitária, contribuindo com maior superfície específica e, conseqüentemente, com maior adsorção de P (Agbenin, 2003; Rolim Neto et al., 2004).

A presença de oxihidróxidos de Fe nos solos e sua estabilidade é influenciada por condições físico-químicas que favorecem a redução de compostos férricos. Solos sujeitos a alagamento, principalmente quando há maior disponibilidade de C como fonte de energia para a microbiota, apresentam maior redução do Fe^{3+} , devido à diminuição do potencial redox (Eh), e, como conseqüência, apresentam maior teor de P disponível para as plantas (Scalengue et al., 2002; Chacon et al., 2006). Os mecanismos propostos para esse fenômeno envolvem a hidrólise dos fosfatos de Fe e de Al, a redução das formas férricas a ferrosas e a dissolução de ortofosfatos como conseqüência da diminuição do Eh, o que propicia a liberação de P tanto adsorvido quanto ocluso nos oxihidróxidos (Hutchison & Hesterberg, 2004; Chacon et al., 2006).

Estudos sobre a cinética de transformação de P-lábil em não-lábil em solos de Cerrado demonstraram aumento inicial do teor de P ligado a Al em relação ao ligado a Fe. Essa situação foi revertida, entretanto, com o aumento do tempo de incubação do P, dada a maior estabilidade da ligação P-Fe (Gonçalves et al., 1989). A reversibilidade do P não-lábil a lábil, recuperado pela resina de troca aniônica, é muito pequena, não havendo correlação significativa com

características do solo (Campello et al., 1994). Por outro lado, a passagem de P-lábil para não-lábil é bastante rápida, atingindo aproximadamente de 50 % da dose de P aplicada em 15 dias de contato com solos argilosos (Gonçalves et al., 1989; Campello et al., 1994).

O objetivo deste trabalho foi avaliar a capacidade de adsorção e de dessorção de P em amostras de solos submetidas à redução microbiana ou química, com ênfase à formação e reversibilidade do P não-lábil e sua dependência de constituintes químicos e mineralógicos do solo.

MATERIAL E MÉTODOS

Solos utilizados

Amostras da camada de 0 a 20 cm de profundidade de 11 solos foram coletadas em áreas com vegetação natural nos municípios de Campina Verde, Sete Lagoas, Paracatu, Patrocínio, Três Marias e Uberaba, no Estado de Minas Gerais, e nos municípios de Aracruz e Açaílandia nos Estados do Espírito Santo e do Maranhão. Os solos compreendem ampla variação textural e pertencem às classes: Neossolo Quartzarênico (RQ), Latossolo Amarelo (LA), Latossolo Vermelho (LV) e Latossolo Vermelho-Amarelo (LVA). As amostras dos solos foram secas ao ar e passadas em peneira com 2 mm de abertura e submetidas à caracterização química, física e mineralógica (Quadro 1).

Para a caracterização mineralógica dos solos foram obtidos os difratogramas de raios-X da fração argila e, para a quantificação de seus constituintes, utilizou-se o método da alocação (Resende et al., 1987). Também foram determinados os teores totais de Fe, Al e P após ataque nítrico-perclórico ($\text{HNO}_3:\text{HClO}_4$ (8:3, v/v)) nessas amostras. As amostras foram, também, submetidas ao ataque sulfúrico, determinando-se os teores de SiO_2 , Al_2O_3 , Fe_2O_3 , TiO_2 e P_2O_5 , segundo Embrapa (1997).

Incubação das amostras de solo com fósforo e extrações sucessivas com resina de troca aniônica com posterior redução microbiana na presença de sacarose (Tratamento sem redução)

Amostras de 30 g dos solos receberam dose de 300 mg dm^{-3} de P na forma de NaH_2PO_4 em solução. Após a homogeneização desta fonte de P com o solo, a umidade foi elevada a 80 % da capacidade de campo e as amostras foram incubadas em sacolas plásticas por 30 dias. Terminado esse período, as amostras foram secas ao ar e submetidas a dez extrações sucessivas com resina de troca aniônica (RTA) (Amberlite IRA 400), acondicionada em saquinhos de poliéster, conforme Raij & Quaggio (1983). Depois disso, as amostras residuais dos solos foram submetidas à

Quadro 1. Características químicas, físicas e mineralógicas das amostras dos solos; Neossolo Quartzarênico órtico e Latossolo Vermelho distrófico de Campina Verde (CV-RQo e CV-LVd), Latossolo Vermelho ácrico e Latossolo Vermelho distrófico de Três Marias (TM-LVw e TM-LVd), Latossolo Amarelo distrocoeso de Aracruz (ARA-LAdx), Latossolo Amarelo distrófico de Açailândia (AÇA-LAd), Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico 1 e 2 de Uberaba (UBE-LVAd1 e UBE-LVAd2), Latossolo Vermelho distrófico de Paracatu, de Sete Lagoas e de Patrocínio (PAR-LVd, SL-LVd e PAT-LVd)

Característica	Solo										
	CV-RQ	CV-LVd	TM-LVw	TM-LVd	ARA-LAdx	AÇA-LAd	UBE-LVAd1	UBE-LVAd2	PAR-LVd	SL-LVd	PAT-LVd
pH H ₂ O ⁽¹⁾	5,05	4,97	4,64	4,99	4,40	5,03	5,34	5,0	4,70	4,38	4,64
P total (mg dm ⁻³) ⁽¹⁾	64	243	116	41	64	94	298	363	228	934	439
P Mehlich-1 (mg dm ⁻³) ⁽¹⁾	2,9	1,3	0,7	0,2	0,3	1,0	0,2	0,2	0,5	1,3	0,2
P resina (mg dm ⁻³) ⁽²⁾	1,2	1,5	1,5	1,2	0,8	0,8	3,1	3,1	1,4	0,5	0,8
P remanescente (mg L ⁻¹) ⁽³⁾	37,1	21,1	38,1	29,9	29,9	46,1	3,4	4,8	4,6	3,2	1,8
CMAP (mg g ⁻¹) ⁽⁴⁾	0,397	0,659	0,335	0,434	0,453	0,299	1,673	1,887	1,728	1,757	1,936
SiO ₂ (g kg ⁻¹) ⁽⁵⁾	46,2	77,2	45,8	38,4	138,6	112,8	16,48	8,82	23,58	24,76	6,70
Al ₂ O ₃ (g kg ⁻¹) ⁽⁵⁾	35,7	66,3	51,0	81,6	128,6	86,7	32,75	36,32	36,07	27,78	25,70
Fe ₂ O ₃ (g kg ⁻¹) ⁽⁵⁾	26,9	68,9	23,0	25,0	29,9	24,0	8,79	5,88	8,18	11,68	14,12
TiO ₂ (g kg ⁻¹) ⁽⁵⁾	5,4	23,0	8,8	9,9	19,3	8,2	1,88	2,25	1,23	1,03	0,78
P ₂ O ₅ (g kg ⁻¹) ⁽⁵⁾	0,2	0,6	0,1	0,1	0,1	0,1	0,08	0,07	0,06	0,21	0,09
Al ³⁺ (cmol _c dm ⁻³) ⁽¹⁾	1,13	1,41	0,75	0,75	1,50	1,29	0,90	1,08	0,89	1,74	0,52
Ca ²⁺ (cmol _c dm ⁻³) ⁽¹⁾	0,18	0,24	0,00	0,00	0,19	1,09	0,08	0,0	0,10	0,94	0,19
Mg ²⁺ (cmol _c dm ⁻³) ⁽¹⁾	0,17	0,42	0,04	0,03	0,10	0,23	0,09	0,06	0,13	0,15	0,16
H + Al (cmol _c dm ⁻³) ⁽¹⁾	4,64	5,22	3,17	2,48	3,64	2,94	7,89	8,28	7,89	12,84	8,66
SB (cmol _c dm ⁻³)	0,48	0,78	0,09	0,06	0,32	1,35	0,2	0,14	0,24	1,17	0,54
CTC efet. (cmol _c dm ⁻³)	1,61	2,19	0,84	0,81	1,82	2,64	1,15	1,22	1,13	2,91	1,06
CTC total (cmol _c dm ⁻³)	6,25	7,41	4,01	3,29	5,46	5,58	9,04	9,50	9,02	15,75	9,72
CO (g kg ⁻¹) ⁽¹⁾	5,1	8,2	5,3	3,0	2,5	7,0	2,28	2,13	2,11	2,13	2,85
Areia grossa (g kg ⁻¹) ⁽⁶⁾	58,0	52,0	50,0	51,0	46,0	50,0	11,0	15,0	3,0	8,0	18,0
Areia fina (g kg ⁻¹) ⁽⁶⁾	29,0	23,0	36,0	30,0	17,0	19,0	6,0	6,0	8,0	7,0	4,0
Silte (g kg ⁻¹) ⁽⁶⁾	1,0	2,0	2,0	3,0	2,0	10,0	16,0	19,0	21,0	13,0	24,0
Argila (g kg ⁻¹) ⁽⁶⁾	12,0	23,0	12,0	16,0	35,0	21,0	67,0	60,0	68,0	72,0	54,0
Caulinita (g kg ⁻¹) ⁽⁷⁾	86	165	98	83	298	243	354	190	507	143	144
Gibbsita (g kg ⁻¹) ⁽⁷⁾	-	-	16	73	14	-	284	438	243	101	304
Goetita (g kg ⁻¹) ⁽⁷⁾	37	67	28	29	22	30	96	55	97	143	177
Ki	2,20	1,97	1,52	0,80	1,83	2,21	0,85	0,41	1,11	1,15	0,44
Kr	1,15	1,18	1,18	0,67	1,60	1,88	0,73	0,37	0,97	1,19	0,33
AlO ₃ /Fe ₂ O ₃	2,08	1,51	3,47	5,11	6,94	5,65	5,83	9,66	6,90	3,72	2,85
SiO ₂ /Fe ₂ O ₃	4,56	2,90	5,29	4,08	12,69	12,48	4,98	3,98	7,66	5,63	1,26

⁽¹⁾ Defelipo & Ribeiro (1997). ⁽²⁾ Rajj & Quaggio (1983). ⁽³⁾ Alvarez V. et al. (2000). ⁽⁴⁾ Olsen & Watanabe (1957). ⁽⁵⁾ Embrapa (1997).

⁽⁶⁾ Ruiz (2005). ⁽⁷⁾ Resende et al. (1987).

redução microbiana pela inundação como solução de sacarose 0,1 mol L⁻¹, mantendo-se uma lâmina de 3 cm sobre a superfície do solo. A solução de sacarose foi trocada a cada 15 dias ao longo de 60 dias de tempo total de equilíbrio, determinando-se os valores de Eh e pH, e os teores de Fe, Al e P na solução de sacarose aos 15, 30, 45 e 60 dias.

Redução microbiana das amostras de solo com posterior incubação com fósforo e extração com resina de troca aniônica (Tratamento redução microbiana)

O tratamento denominado “redução microbiana” é semelhante ao anterior (tratamento sem redução). A diferença deste ensaio em relação ao anterior consistiu da incubação das amostras dos solos com sacarose por 60 dias antes da incubação com a dose de 300 mg dm⁻³ de P, por 30 dias, com umidade elevada à capacidade do campo. Em seguida foram feitas dez extrações sucessivas de P com RTA, como já descrito.

Redução/complexação das amostras de solo com oxalato de amônio ou com citrato-ditionito-bicarbonato de sódio, com posterior incubação com P e extração com resina de troca aniônica (Tratamento redução química)

As amostras dos solos também foram submetidas à redução/complexação por quatro extrações sucessivas com oxalato de amônio (Ox) ou duas com citrato-ditionito-bicarbonato de sódio (CDB). Em cada um dos extratos, foram determinados os valores de Eh, pH, e os teores de Fe, Al e P. Depois dessas extrações, as amostras foram incubadas com 300 mg kg⁻¹ de P por 30 dias conforme descrito anteriormente. Depois disso, as amostras foram submetidas a dez extrações sucessivas de P com RTA.

Determinação do fósforo remanescente

Nas amostras dos solos antes e após os tratamentos com sacarose, Ox e CBD, foi determinado o P remanescente (P-rem) na solução de equilíbrio após a

agitação de 2,5 g de solo em 25 mL de solução contendo 60 mg L⁻¹ de P em 0,01 mol L⁻¹ de CaCl₂, conforme Alvarez V. et al., (2000). O teor de P na solução de equilíbrio foi determinado por espectrofotometria de absorção molecular do complexo fosfomolibdico, conforme Murphy & Riley (1962).

Análise dos dados

Para relacionar o efeito do número de extrações sucessivas pela resina sobre o P dessorvido utilizou-se o modelo $CE = Co(K E/b)^{-b}$ (Barrow, 1974) com adaptação sugerida por Gonçalves et al. (1989), em que CE é o P recuperado (dessorvido) pela RTA em mg kg⁻¹, Co é o P aplicado (300 mg kg⁻¹), K é a taxa de dessorção de P, E é o número de extrações sucessivas, e b é uma constante. Foi adotado o delineamento de blocos casualizados com três repetições num fatorial 11 x 4, com 11 solos e quatro tratamentos de redução. Também, foram calculadas correlações lineares simples entre as características químicas, físicas e mineralógicas, e os resultados obtidos em solos sem e com redução.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na avaliação do P recuperado por meio das extrações sucessivas pela resina de troca aniônica (RTA), observou-se que os teores de P nas amostras dos solos, independente do tratamento de redução microbiana com sacarose, com oxalato de amônio (Ox), ou redução com citrato-ditionito-bicarbonato de sódio (CDB), permitem separá-los, de modo geral, em dois grupos de solos: os mais e os menos oxidicos (Quadros 1 e 2). Mesmo que, após a redução com CDB, o teor de P total obtido pelo somatório das extrações sucessivas com RTA (PrT) seja superior ao extraído nas demais condições, a variabilidade dos valores segue o mesmo padrão nos três procedimentos de redução quanto a esse agrupamento de solos. Observa-se que, consistentemente, os menores valores de PrT são encontrados nos solos mais ricos em gibbsita e goethita, Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico 1 e 2 de Uberaba (UBE-LVAd1 e UBE-LVAd2), Latossolo Vermelho distrófico de Paracatu, de Sete Lagoas e de Patrocínio (PAR-LVd, SL-LVd e PAT-LVd, respectivamente), enquanto os maiores são encontrados naqueles mais cauliniticos: Neossolo Quartzarênico órtico e Latossolo Vermelho distrófico de Campina Verde (CV-RQo e CV-LVd), Latossolo Vermelho ácrico e Latossolo Vermelho distrófico de Três Marias (TM-LVw e TM-LVd), Latossolo Amarelo distrocoeso de Aracruz (ARA-LVdx) e Latossolo Amarelo distrófico de Açailândia (AÇA-LAd) (Quadros 1 e 2).

Para todas as condições de redução utilizadas, sem redução (PrN), redução microbiana com sacarose (PrS) e redução química com Ox (PrOx) e CDBm

(PrCDB), o PrT correlacionou-se negativa e significativamente com gibbsita e com goethita (Quadro 3). Essa correlação indica o envolvimento desses dois oxihidróxidos na adsorção de P nos solos, como também observado em outros trabalhos (Parfitt, 1978; Barrow, 1985; Yuan & Lavkulich, 1994; Souza et al., 2006). Como o PrT reflete o P-lábil desses solos, dado o método de extração utilizado (resina), verifica-se que o P não-extraído, o teor de P não-lábil formado a partir da dose aplicada (300 mg kg⁻¹ de P), é positivamente dependente tanto da goethita como da gibbsita.

Na avaliação dos teores de P obtidos pelas extrações sucessivas com resina, em todos os tratamentos (Quadro 2), observou-se que os teores obtidos na primeira extração com resina (Pr1) correlacionaram-se negativamente com os teores de gibbsita e de goethita (Quadro 3). Todavia, os teores de P na segunda extração para as amostras dos solos no tratamento sem redução (Pr2N) foram significativos apenas com gibbsita. Esse efeito da gibbsita restringindo a segunda extração pela resina no tratamento sem redução ocorreu, de maneira particular, nos solos UBE-LVAd1, UBE-LVAd2 e PAT-LVd deste grupo, com os maiores teores de gibbsita (Quadro 1). A menor presença de gibbsita no SL-LVd, embora com o segundo maior teor de goethita, fez com que a segunda extração no tratamento sem redução fosse bastante elevada, semelhante à do solo TM-LVd. Este solo na primeira extração liberou 101,01, contra apenas 61,16 mg kg⁻¹ de P no solo SL-LVd (Quadro 2). Esses resultados sugerem que a segunda extração que, provavelmente, indicaria uma forma de P ligada ao solo com mais energia, teria na gibbsita, e não na goethita, o oxihidróxido responsável pela maior restrição à dessorção do P.

Comportamento bastante distinto dos demais solos apresenta o PAT-LVd no tratamento sem redução, quanto à extração de P pela resina (Quadro 2). Esse solo apresentou o menor valor de PrT (80,46 mg kg⁻¹), representando apenas 26,82 % do P adicionado (300 mg kg⁻¹). Os altos teores de gibbsita e de goethita, aliados ao baixo teor de caulinita (Quadro 1), esta como amenizadora do poder de adsorção de P destes oxihidróxidos, seriam os responsáveis pelo menor PrT. Isso, devido ao capeamento da caulinita por esses oxihidróxidos diminuir os sítios de adsorção dos minerais de ambos os grupos (Kafkafi et al., 1967; McLaughlin et al., 1981). No entanto, com teores também altos de gibbsita e de goethita (Quadro 1), o solo UBE-LVAd2 apresentou maior dessorção do que o PAT-LVd (Quadro 2), possivelmente por causa de seu maior teor de caulinita. Situação semelhante ocorre com o UBE-LVAd1. Esse solo, PAT-LVd, apresentou maior dessorção de P na primeira extração (Pr1) no tratamento sem redução, comparativamente aos tratamentos em que a redução/solubilização de formas amorfas de Fe foi menos drástica (microbiana e Ox) (Quadro 2). Essa observação sugere que a Pr1 está mais dependente da gibbsita e que a extração de

Quadro 2. Teor de P nas dez extrações sucessivas com resina de troca aniônica (Pr), somatório dos teores das dez extrações sucessivas (PrT) e valores relativos de P recuperado (R) em relação ao aplicado em amostras dos solos; Neossolo Quartzarênico órtico e Latossolo Vermelho distrófico de Campina Verde (CV-RQo e CV-LVd), Latossolo Vermelho ácrico e Latossolo Vermelho distrófico de Três Marias (TM-LVw e TM-LVd), Latossolo Amarelo distrocoeso de Aracruz (ARA-LAdx), Latossolo Amarelo distrófico de Açailândia (AÇA-LAd), Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico 1 e 2 de Uberaba (UBE-LVAd1 e UBE-LVAd2), Latossolo Vermelho distrófico de Paracatu, de Sete Lagoas e de Patrocínio (PAR-LVd, SL-LVd e PAT-LVd)

Solo	Pr1	Pr2	Pr3	Pr4	Pr5	Pr6	Pr7	Pr8	Pr9	Pr10	PrT	R
Fósforo (mg kg ⁻¹) Sem Redução ⁽¹⁾												%
CV -RQo	133,59	34,10	12,54	8,26	5,61	3,71	1,29	0,49	nd	nd	199,59	66,53
CV -LVd	86,90	30,28	18,48	11,61	8,01	6,02	2,02	0,47	0,28	nd	164,02	57,47
TM -LVw	120,75	27,68	11,61	8,26	5,44	4,14	1,31	0,50	0,29	0,14	181,97	60,66
TM -LVd	101,01	25,56	12,86	9,96	6,32	3,73	1,62	0,42	0,23	nd	161,71	53,90
ARA -LAdx	153,03	21,51	8,73	7,16	4,22	3,16	2,09	1,00	nd	nd	199,80	66,60
AÇA -LAd	153,79	22,71	8,34	5,20	4,28	3,57	2,36	1,05	nd	nd	202,44	67,48
UBE -LVAd1	52,14	15,25	11,53	8,11	6,20	4,57	1,31	0,47	0,28	nd	100,52	35,51
UBE -LVAd2	68,07	13,47	7,78	6,40	4,99	4,30	3,33	1,83	0,70	0,21	111,52	37,05
PAR -LVd	69,33	27,35	11,78	8,91	7,13	5,18	3,86	2,80	1,64	0,97	138,93	46,31
SL -LVd	61,16	28,67	12,17	5,65	4,57	3,72	3,42	3,13	2,35	1,07	125,63	41,88
PAT -LVd	34,44	13,13	6,46	5,27	4,21	3,72	3,06	2,50	1,84	0,81	80,46	26,82
Média	94,02	23,61	11,12	7,71	5,54	4,17	2,33	1,33	0,76	0,29	151,51	50,93
Oxalato de Amônio ⁽³⁾												
CV -RQo	134,26	32,05	13,07	8,02	6,03	2,15	1,28	0,56	nd	nd	197,39	65,80
CV -LVd	86,15	42,68	15,30	8,23	8,10	2,73	2,28	0,86	nd	nd	170,38	56,79
TM -LVw	97,15	58,92	16,90	9,83	6,79	4,62	1,14	0,52	nd	nd	196,53	61,82
TM -LVd	65,92	35,76	22,35	18,55	9,40	7,52	1,42	0,60	0,29	nd	161,94	53,98
ARA -LAdx	94,97	42,06	22,77	9,87	6,91	4,21	2,14	0,60	nd	nd	183,52	61,17
AÇA -LAd	122,31	42,13	13,53	8,31	3,61	2,33	1,14	0,30	nd	nd	193,26	64,45
UBE -LVAd1	42,77	23,18	19,89	16,60	11,53	5,92	1,71	nd	nd	nd	121,90	40,63
UBE -LVAd2	67,79	20,74	19,91	15,89	12,5	8,16	1,99	nd	nd	nd	147,62	49,94
PAR -LVd	76,00	25,47	16,24	14,05	12,57	9,62	1,99	nd	nd	nd	155,94	51,98
SL -LVd	61,33	28,95	25,56	12,20	90,09	5,55	3,60	2,85	0,28	nd	149,84	49,95
PAT -LVd	27,85	12,46	11,77	9,62	7,19	1,99	1,15	nd	nd	nd	71,43	23,81
Média	79,68	33,13	17,94	11,92	15,89	4,98	1,80	0,57	0,05	0,00	159,07	52,76
Redução Microbiana (na presença de sacarose) ⁽²⁾												
CV -RQo	130,26	28,39	18,13	5,02	3,94	2,51	2,51	2,51	2,51	1,60	197,42	65,81
CV -LVd	116,57	27,90	18,58	5,02	3,98	3,94	2,51	2,51	1,75	1,45	184,42	61,41
TM -LVw	121,99	21,56	12,28	2,87	2,51	2,16	1,45	1,35	1,30	nd	167,46	55,82
TM -LVd	81,43	25,55	17,76	6,12	4,66	4,30	2,51	2,51	1,30	1,30	147,35	49,12
ARA -LAdx	99,99	33,92	14,12	5,39	4,09	4,09	3,58	2,51	1,45	1,30	170,13	56,71
AÇA -LAd	125,32	17,22	12,18	3,58	3,58	2,87	2,51	1,80	1,45	1,30	172,80	57,60
UBE -LVAd1	44,46	19,41	13,94	4,66	2,87	1,80	1,40	1,30	1,30	nd	91,14	30,38
UBE -LVAd2	73,30	23,26	17,05	6,48	5,75	4,71	4,30	3,58	2,51	2,51	143,82	43,97
PAR -LVd	63,63	22,27	10,93	8,65	4,30	3,58	3,58	2,87	2,51	1,35	122,48	40,83
SL -LVd	75,84	36,15	23,22	8,86	6,12	5,39	4,66	3,58	3,22	2,53	169,69	56,63
PAT -LVd	25,85	19,45	13,34	5,75	4,30	3,22	2,87	2,16	2,16	1,45	80,57	28,86
Média	87,15	25,01	15,59	5,67	4,19	3,51	2,90	2,43	1,95	1,34	149,75	49,74
Citrato-Ditionito-Bicarbonato de Sódio ⁽⁴⁾												
CV -RQo	242,41	4,63	2,33	2,12	1,91	nd	nd	nd	nd	nd	253,39	84,46
CV -LVd	229,68	11,84	7,25	5,03	2,89	0,42	nd	nd	nd	nd	256,90	85,63
TM -LVw	226,12	10,85	8,32	5,06	4,34	0,70	nd	nd	nd	nd	255,40	85,13
TM -LVd	199,65	16,57	15,13	6,26	4,04	nd	nd	nd	nd	nd	240,99	80,33
ARA -LAdx	214,70	15,98	9,04	4,19	3,76	nd	nd	nd	nd	nd	244,33	81,44
AÇA -LAd	239,62	7,20	5,18	4,47	3,69	nd	nd	nd	nd	nd	259,96	86,65
UBE -LVAd1	52,82	41,24	16,82	13,08	8,32	0,70	nd	nd	nd	nd	132,98	44,33
UBE -LVAd2	75,39	55,00	20,67	14,96	7,41	5,22	3,97	3,23	1,64	0,81	189,30	63,10
PAR -LVd	75,95	42,42	17,98	9,97	5,06	4,05	3,72	2,16	1,38	0,66	166,68	55,56
SL -LVd	71,83	50,36	34,36	17,84	8,97	4,34	1,61	nd	nd	nd	189,32	63,11
PAT -LVd	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Média	162,82	25,61	13,71	8,30	5,04	1,54	0,93	0,54	0,30	0,15	218,93	72,97

⁽¹⁾ Sem redução: fertilização com 300 mg kg⁻¹ de P e extrações sucessivas de P com resina de troca aniônica (RTA) anterior a incubação com sacarose. Redução microbiana induzida por sacarose. ⁽²⁾ e química com quatro extrações sucessivas com oxalato de amônio. ⁽³⁾ ou duas extrações sucessivas com citrato-ditionito-bicarbonato de sódio. ⁽⁴⁾ anterior à fertilização com P e extrações sucessivas de P com RTA. nd: não detectado. NA: não analisado.

Quadro 3. Coeficientes de correlação linear simples entre o teor de P da primeira extração (Pr1), da segunda extração (Pr2), da terceira extração (Pr3) e do somatório do P das dez extrações com resina de troca aniônica (PrT) (mg kg^{-1}), e teores de caulinita (Ct), de gibbsita (Gb) e de goethita (Gt) na fração argila (g kg^{-1}), de amostras de solos sem redução (N) e submetidas a redução com sacarose (S), com oxalato de amônio (Ox) ou com citrato-ditionito-bicarbonato de sódio (CDB)

	Ct	Gb	Gt	
Condições naturais				PrTN
Pr1N	-0,147 ^{ns}	-0,759**	-0,843**	0,965**
Pr2N	-0,221 ^{ns}	-0,761**	-0,326 ^{ns}	0,650*
Pr3N	-0,122 ^{ns}	-0,468 ^{ns}	-0,164 ^{ns}	0,244 ^{ns}
PrTN	-0,162 ^{ns}	-0,856**	-0,818**	-----
Sacarose				PrTS
Pr1S	-0,340 ^{ns}	-0,802**	-0,768**	0,917**
Pr2S	-0,209 ^{ns}	-0,367 ^{ns}	-0,028 ^{ns}	0,245 ^{ns}
Pr3S	-0,416 ^{ns}	-0,022 ^{ns}	-0,244 ^{ns}	0,247 ^{ns}
PrTS	-0,400 ^{ns}	-0,760**	-0,634*	-----
Ox				PrTOx
Pr1Ox	-0,144 ^{ns}	-0,701**	-0,700**	0,909**
Pr2Ox	-0,249 ^{ns}	-0,796**	-0,710**	0,813**
Pr3Ox	-0,033 ^{ns}	-0,040 ^{ns}	-0,066 ^{ns}	0,063 ^{ns}
PrTOx	-0,126 ^{ns}	-0,732**	-0,822**	-----
CDB				PrTCDB
Pr1CDB	-0,369 ^{ns}	-0,867**	-0,822**	0,965**
Pr2CDB	0,405 ^{ns}	0,779*	0,503 ^{ns}	-0,500*
Pr3CDB	0,134 ^{ns}	-0,512 ^{ns}	0,605*	-0,505*
PrTCDB	-0,332 ^{ns}	-0,797**	-0,852**	-----
PrTS				PrTOx
PrTN		0,827***	0,926***	0,916***
PrTS		-----	0,877***	0,915***
PrTOx			-----	0,943***

^{ns}, *, ** e ***: não significativo e significativo a 5, 1 e 0,1 %, respectivamente.

formas amorfas de Fe^{3+} , pela redução microbiana e pelo Ox, deixam a gibbsita mais ativa no sentido de adsorver e fixar mais P. Essa maior efetividade da gibbsita estaria associada ao seu arranjo espacial ou à sua maior superfície específica, visto que oxihidróxidos de Al com maior superfície específica e hidratação apresentam maior capacidade de adsorver e fixar P (Xiaofang et al., 2007). Vale salientar que a redução química com CDB gerou, neste solo (PAT-LVd), maior extração de Fe entre todos os solos estudados (dados não mostrados). Isso indica menor estabilidade das formas de Fe deste solo. Todavia, a extração de Al pelo CDB foi a menor entre todos os solos, sugerindo maior estabilidade das formas de Al em relação às de Fe (dados não mostrados). Assim, novamente, a gibbsita parece ser a razão para a baixa dessorção de P neste solo (PAT-LVd), visto que a desestabilização das formas de Fe, goethita em particular (Quadro 1), não alterou a capacidade extratora da resina, particularmente para Pr1 (Quadro 2).

O modelo $\text{CE} = \text{Co}(\text{K E/b})^{-b}$ utilizado para representar a cinética de recuperação de P dos solos na condição natural (sem redução) e submetidos à redução microbiana ou química com Ox ou com CDB (Quadro 2), por extrações sucessivas com resina, até sua virtual exaustão, mostrou-se adequado aos resultados obtidos (Quadro 4).

No relacionamento gráfico de CE (teor de P recuperado) como variável de E (número de extrações), fazendo-se simulações com diferentes valores de K e de b da equação ajustada, observam-se que os teores de P recuperado na primeira extração variam inversamente com o valor da constante K, e a curvatura dessa equação é definida pela constante b (Figura 1). Essa curvatura, ou “joelho”, é mais acentuada ou não, dependendo do menor ou maior valor de b. Maiores valores de b indicam dessorção mais uniforme ao longo das extrações, sugerindo tendência para maior dependência entre os teores obtidos nas extrações de P pela resina e os valores de energia de ligação do P com o solo. Ao contrário, menor b indica um “joelho” mais bem definido, correspondendo à forte restrição à dessorção após a(s) primeira(s) extração(ões), podendo significar rápido e forte aumento da energia de ligação do P com o solo após a extração inicial.

Observaram-se nos solos sem redução (N) correlações positivas e significativas entre os valores da constante K, de capacidade máxima de adsorção de P (CMAP), de gibbsita e, principalmente, de goethita. Isso, pelo fato de a goethita ser, como ainda será discutido neste trabalho, o maior contribuinte para o valor da CMAP dos solos estudados. Pela mesma razão, a constante K correlacionou-se com o teor de C orgânico (Quadro 5). Por outro lado, a

Quadro 4. Valores das constantes b e K da equação de cinética⁽¹⁾ dos teores de fósforo recuperado de amostras de solos sem redução e submetidas a redução com sacarose, com oxalato de amônio e com citrato-ditionito-bicarbonato de sódio, como variável das extrações sucessivas com resina de troca aniônica em amostras dos solos; Neossolo Quartzarênico órtico e Latossolo Vermelho distrófico de Campina Verde (CV-RQo e CV-LVd), Latossolo Vermelho ácrico e Latossolo Vermelho distrófico de Três Marias (TM-LVw e TM-LVd), Latossolo Amarelo distrocoeso de Aracruz (ARA-LAdx), Latossolo Amarelo distrófico de Açailândia (AÇA-LAd), Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico 1 e 2 de Uberaba (UBE-LVAd1 e UBE-LVAd2), Latossolo Vermelho distrófico de Paracatu, de Sete Lagoas e de Patrocínio (PAR-LVd, SL-LVd e PAT-LVd)

Solo	b	K	R ²	b	K	R ²
Sem Redução			Redução Sacarose			
CV-RQo	2,4385	3,0134	0,938***	2,0094	3,1764	0,973***
CV-LVd	2,4007	2,9992	0,834***	1,9012	3,2488	0,977***
TM-LVw	2,7585	3,0976	0,909***	2,1435	3,5682	0,966***
TM-LVd	2,5282	3,1184	0,880***	1,8257	3,4788	0,980***
ARA-LAdx	2,1882	3,2387	0,978***	1,8722	3,3058	0,979***
AÇA-LAd	2,1528	3,2775	0,971***	1,9006	3,6503	0,965***
UBE-LVAd1	2,1546	3,7895	0,831***	1,8130	4,4600	0,961***
UBE-LVAd2	1,9892	3,8834	0,847***	1,4733	4,0162	0,981***
PAR-LVd	1,6733	3,6772	0,970***	1,9938	2,8953	0,949***
SL-LVd	1,6238	4,0100	0,964***	1,5403	3,3835	0,979***
PAT-LVd	1,3757	6,5330	0,942***	1,3300	6,3478	0,950***
Redução Oxalato			Redução CDB			
CV-RQo	2,4721	3,0517	0,957***	2,9706	4,1678	0,838*
CV-LVd	2,3817	3,0767	0,923***	2,7235	3,3832	0,908***
TM-LVw	2,2953	2,800 0	0,888**	2,6997	3,4144	0,900***
TM-LVd	2,3260	2,9397	0,780**	2,3111	3,1026	0,944**
ARA-LAdx	2,2133	2,9265	0,901**	2,5288	3,2863	0,953**
AÇA-LAd	2,9849	3,1332	0,965**	2,5025	3,6253	0,826*
UBE-LVAd1	1,3286	4,4020	0,741*	1,9423	3,4245	0,687*
UBE-LVAd2	1,8453	3,2544	0,724**	1,9099	3,8382	0,925***
PAR-LVd	1,4461	3,5589	0,817**	1,9913	3,0817	0,948***
SL-LVd	1,9405	3,1193	0,764**	1,8304	2,8276	0,826**
PAT-LVd	1,3504	6,4203	0,794**	1,6495	4,7813	0,769*

⁽¹⁾ Equação: $CE = Co (K E/b)^{-b}$, em que CE é o P recuperado nas extrações sucessivas (mg kg⁻¹), Co é o P aplicado (300 mg kg⁻¹ de P no solo), E corresponde ao número de extrações, K é a taxa de dessorção de P e b é uma constante. *, ** e ***: significativo a 5, 1 e 0,1 %, respectivamente.

constante b, independentemente do tratamento das amostras dos solos, correlacionou-se negativamente com CMAP (Quadro 5), indicando que, nos solos com maior CMAP a dessorção do P-lábil é mais fortemente restringida após a extração inicial. Embora haja correlação negativa e significativa entre o valor da constante b e teores de gibbsita, e também de goethita (Quadro 5) em todos os tratamentos, como esperado pelo comportamento desta constante, um aspecto relativo à gibbsita chama atenção. A correlação negativa com gibbsita para o solo natural (sem redução), significativa apenas a 10 %, aumenta em termos numéricos e em significância à medida que o tratamento redutivo imposto ao solo torna-se mais drástico, com aumento da extração de Fe. A extração total de Fe tende a aumentar segundo a sequência: sacarose < Ox < CDB. Como a solubilização de Al nessas condições tende a ser menor, dadas as características dos tratamentos, pode-se supor que a gibbsita, nessa sequência de tratamento, fica em ambiente cada vez mais desferfificado e, portanto,

mais individualizada. Nessas condições, verifica-se que o valor da constante b depende, cada vez mais, da presença de gibbsita nos solos. Pode-se, então, ter como hipótese que a dessorção do P-lábil pela gibbsita será menor nos sistemas menos goethíticos, como em Latossolos e Argissolos Amarelos. A presença de Fe³⁺ e de seus compostos restringem à atuação da gibbsita como adsorvente de P e, de modo particular, quanto à energia de adsorção deste elemento a ela.

O tratamento dos solos com CDB, o mais desferfificante deles, induz a correlação não significativa entre a constante K e CMAP, enquanto, entre a constante b e CMAP, permanece altamente significativa. Nessas condições, o valor da constante K resultante, como medida de quantidade de P-lábil, deixa de retratar as variações originais dos valores da CMAP dos solos, enquanto o b, como medida de qualidade (agora um sistema mais puramente gibbsítico), fica mais correlacionado (negativamente) com a CMAP. Assim, o comportamento mais qualitativo da gibbsita em termos da energia de

adsorção de P nos solos, e o comportamento mais quantitativo, quanto à CMAP da goethita, são, de novo, confirmados.

A CMAP correlacionou-se positivamente com o teor de C orgânico (CO) (Quadro 6) como observado, também, em outros trabalhos (Souza et al., 2006; Ranno et al., 2007; Herlihy & McGrath, 2007). Essa correlação positiva da CMAP com CO pode ser decorrente de: 1) maior adsorção de P pela matéria orgânica humificada via pontes metálicas (P-metal-CO), visto o caráter catiônico e a grande capacidade dos compostos orgânicos em reter metais (Souza et al., 2006); 2) solos mais argilosos, de modo geral, apresentam maior teor de CO. Assim, há efeito indireto da matéria orgânica na adsorção de P, que, nesse caso, é mais influenciada pelo teor de argila do que pela maior presença da matéria orgânica. Essa segunda possibilidade parece mais plausível dada a competição entre constituintes da matéria orgânica e o P adicionado pelos sítios de adsorção dos oxihidróxidos de Fe e Al (Andrade et al., 2003; Guppy et al., 2005).

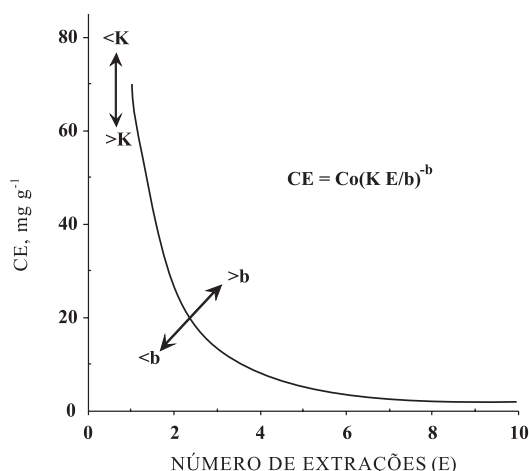


Figura 1. Forma da curva de cinética do teor de P recuperado pela resina de troca aniônica como variável do número de extrações sucessivas deste elemento pela resina, e sua dependência às variações das constantes K e b (uma simulação). CE é o P recuperado pela resina de troca aniônica em mg kg^{-1} , Co é o P aplicado, K é a taxa de dessorção de P, E é o número de extrações sucessivas e b é uma constante.

O ajuste dos resultados de CMAP das amostras dos solos como variável dos constituintes mineralógicos da fração argila (Quadro 1) indica a seguinte equação:

$$\text{CMAP} = 0,17442 + 0,028659^{**} \text{ Gb} + 0,069372^{**} \text{ Gt} \quad (R^2 = 0,945)$$

sendo CMAP em mg g^{-1} de P no solo e Gb (gibbsita) e Gt (goethita) em percentagem desses oxihidróxidos na fração argila. Essa equação permite estimar,

Quadro 5. Coeficientes de correlação linear simples entre as constantes K e b da equação cinética das concentrações de P recuperado por extrações sucessivas com resina de troca aniônica e amostras de solos sem redução (N) e submetidas a redução com sacarose (S), com oxalato de amônio (Ox) e com citrato-ditionito-bicarbonato de sódio (CDB) e o somatório do fósforo total extraído com resina (PrT) (mg kg^{-1}), ferro total (FeT) (dag/kg), Capacidade Máxima de adsorção e fosfato (CMAP) (mg cm^{-3}), carbono orgânico (CO) (g kg^{-1}), Argila (Arg) (g kg^{-1}), Caulinita (Ct), gibbsita (Gb) e Goethita (Gt) em percentagem da fração argila

	N	S	Ox	CDB
K vs PrT	-0,711**	-0,741**	-0,907***	-0,302 ^{ns}
K vs FeT	0,217 ^{ns}	-0,067 ^{ns}	0,801**	0,362 ^{ns}
K vs CMAP	0,597*	0,485°	0,606**	-0,066 ^{ns}
K vs CO	0,663**	0,606**	0,727**	0,111 ^{ns}
K vs Arg	0,348 ^{ns}	0,245 ^{ns}	0,482*	0,087 ^{ns}
K vs Ct	-0,215 ^{ns}	-0,158 ^{ns}	0,105 ^{ns}	-0,253 ^{ns}
K vs Gb	0,506*	0,537*	0,563*	-0,054 ^{ns}
K vs Gt	0,752**	0,622*	0,773**	0,295 ^{ns}
b vs PrT	0,612*	-0,496°	0,811**	0,873***
b vs Fe	-0,262 ^{ns}	-0,179 ^{ns}	-0,725**	-0,616**
b vs CMAP	-0,601*	-0,717**	-0,864***	-0,906***
b vs CO	-0,565*	-0,702**	-0,836**	-0,888***
b vs Arg	-0,553*	-0,384 ^{ns}	-0,755**	-0,748**
b vs Ct	-0,148 ^{ns}	-0,158 ^{ns}	-0,449°	-0,319 ^{ns}
b vs Gb	-0,484°	-0,653**	-0,787**	-0,811**
b vs Gt	-0,637**	-0,689**	-0,732**	-0,776**
b vs K	0,532*	0,696**	0,672*	0,087 ^{ns}

^{ns}, °, *, ** e ***: não significativo e significativo a 10, 5, 1 e 0,1 %, respectivamente.

Quadro 6. Coeficientes de correlação linear simples entre teores de caulinita (Ct), gibbsita (Gb), goethita (Gt), carbono orgânico (CO) (dag/kg), argila (Arg), ferro (Fe) e alumínio (Al) (dag/kg) com capacidade máxima de adsorção de fosfatos (CMAP) (mg g^{-1}) de amostras de solos sem redução

	Ct	Gb	Gt	CO	Arg	Fe ⁽¹⁾	Al ⁽¹⁾
CMAP	-0,366 ^{ns}	0,873***	0,815**	0,971***	0,933***	0,556**	0,973***

⁽¹⁾ Totais pelo ataque nítrico-perclórico ($\text{HNO}_3\text{:HClO}_4$ (8:3, v/v)). ns, ** e ***: não significativo e significativo a 1 e de 0,1 %, respectivamente.

considerando apenas a gibbsita e a goethita como únicos responsáveis pela CMAP dos solos, que esses oxihidróxidos contribuem, respectivamente, com 29,2 e 70,8 % da CMAP dos solos estudados. Essa contribuição diferencial desses oxihidróxidos com a CMAP de solos brasileiros tem sido verificada em outras pesquisas (Bahia Filho et al., 1983; Gonçalves et al., 1985).

Embora a caulinita apresente mecanismos de adsorção de P qualitativamente semelhantes aos dos oxihidróxidos de Fe e de Al, a correlação negativa de seus teores com CMAP, neste trabalho, não se mostrou significativa (Quadro 6). Possivelmente, o capeamento da caulinita por oxihidróxidos em solos tropicais, mais intemperizados, favorece a redução da CMAP, pois a caulinita teria seus sítios de adsorção bloqueados pelos óxidos e vice-versa (Kafkafi et al., 1967). Assim, poder-se-ia esperar, de fato, uma correlação negativa da caulinita “capeada” nos solos estudados com a CMAP. Correlações da CMAP com outras características do solo como teor de argila (Quadro 6), apesar de suas significativas diferenças qualitativas entre solos (Quadro 1), é fartamente citada pela literatura (Novais & Kamprath, 1978; Rolim Neto et al., 2004; Souza et al., 2006; Herlihy & McGrath, 2007).

Os valores de P remanescente (P-rem) aumentaram conforme aumentou a desferrificação das amostras dos solos, seguindo ordem crescente para os seguintes tratamentos: condição natural < redução microbiana < redução com Ox < redução com CDB (Quadro 7). Neste trabalho, como em outros (Alvarez V. & Fonseca, 1990; Alvarez V. et al., 2000), a correlação entre P-rem e CMAP foi altamente significativa (Quadro 8), indicando íntima interdependência entre essas duas características dos solos. A importância prática dessa correlação é o fato de uma simples e rápida medição de P-rem substituir a bem mais trabalhosa medida da CMAP. O P-rem como medida do fator capacidade ou poder tampão de P no solo tem se mostrado essencial à interpretação de resultados do P disponível do solo por diferentes extratores químicos (Muniz et al., 1985; Novais & Smyth, 1999).

Para o tratamento sem redução, as correlações entre P-rem (P-remN) e características do solo ligadas à CMAP apresentaram-se na quase totalidade significativas, sendo a caulinita a exceção (Quadro 8). Todavia, o comportamento do P-rem nos solos submetidos à redução microbiana (sacarose) ou química (Ox ou CDB) é fora do esperado para grupo de solos mais oxidícos (UBE-LVAd1, UBE-LVAd2, PAR-LVd, SL-LVd e PAT-LVd). Enquanto no primeiro grupo, solos menos oxidícos (CV-RQo, CV-LVd, TM-LVw, TM-LVd, ARA-LAdx e AÇA-LAd), a redução microbiana apresentou pequeno efeito sobre o P-rem, em relação ao tratamento sem redução, enquanto no grupo dos solos mais oxidícos o efeito da redução microbiana foi grande (Quadro 7). Como os valores do P-lábil dessorvido do solo sem redução ou do solo submetido à redução microbiana foram semelhantes (Quadro 2), verifica-se que o efeito da redução

Quadro 7. Valores de fósforo remanescente de amostras dos solos sem redução (N) e submetidas a redução com sacarose (S), com oxalato de amônio (Ox) e com citrato-ditionito-bicarbonato de sódio (CDB) em amostras dos solos; Neossolo Quartzarênico órtico e Latossolo Vermelho distrófico de Campina Verde (CV-RQo e CV-LVd), Latossolo Vermelho ácrico e Latossolo Vermelho distrófico de Três Marias (TM-LVw e TM-LVd), Latossolo Amarelo distrocoeso de Aracruz (ARA-LAdx), Latossolo Amarelo distrófico de Açailândia (AÇA-LAd), Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico 1 e 2 de Uberaba (UBE-LVAd1 e UBE-LVAd2), Latossolo Vermelho distrófico de Paracatu, de Sete Lagoas e de Patrocínio (PAR-LVd, SL-LVd e PAT-LVd)

Solo	N	S	Ox	CDB
	mg L ⁻¹			
CV-RQo	37,1	49,8	57,9	60,0
CV-LVd	21,1	41,0	54,4	59,4
TM-LVw	38,1	52,7	56,7	60,0
TM-LVd	29,9	45,8	49,8	58,4
ARA-LAdx	29,9	45,8	55,8	60,0
AÇA-LAd	46,1	51,2	60,0	60,0
UBE-LVAd1	3,4	33,0	24,2	47,0
UBE-LVAd2	4,8	33,9	26,4	44,5
PAR-LVd	4,6	34,9	18,9	47,0
SL-LVd	3,2	31,2	39,9	35,8
PAT-LVd	1,8	32,1	18,9	27,2
Média	20,0	41,0	42,1	50,8

microbiana aumentando o P-rem (ou diminuindo a CMAP) não interferiu sobre a dessorção de P desses solos, avaliada pelas extrações sucessivas com resina (PrT). Nos solos mais oxidícos, o efeito da redução microbiana gerou forte queda da CMAP original (em torno de 10 vezes, em média) sem, contudo, alterar a dessorção do P anteriormente adsorvido. Isso contrariou a expectativa inicial de maior dessorção de P nos solos com redução microbiana e química, como sugerido em outros estudos em ambientes redutivos (Song et al., 2006; Bostic & White, 2007; Peng et al., 2007). Possivelmente, de modo particular nos solos mais oxidícos, produtos da atividade microbiana ativada pela sacarose, como ácidos orgânicos produzidos por um provável processo fermentativo ocorrido, bloquearam os óxidos e suas cargas. Assim, há menor adsorção do P aplicado, sem, contudo, alterar a dessorção daquele anteriormente adsorvido.

É interessante observar que as mesmas características dos solos que se correlacionam com o P-rem, sem redução (P-remN), correlacionam-se, também, com o P-rem obtido para os solos depois de submetidos à redução microbiana (P-remS), com Ox (P-remOx) ou com CDB (P-remCDB) (Quadro 8). Semelhantemente, o P-remN correlacionou-se, significativamente, com o P-rem encontrado nos

Quadro 8. Coeficientes de correlação linear simples entre teores de caulinita (Ct), de gibbsita (Gb), de goethita (Gt) em percentagem, capacidade máxima de adsorção de fosfato (CMAP), argila (Arg), carbono orgânico (CO), e P remanescente (P-rem) de amostras dos solos sem redução (N) e submetidas a redução com sacarose (S), com oxalato de amônio (Ox) e com citrato-ditionito-bicarbonato de sódio (CDB)

	P-remN	P-remS	P-remOx	P-remCDB
Ct	-0,362 ^{ns}	-0,350 ^{ns}	-0,488 ^{ns}	-0,092 ^{ns}
Gb	-0,805**	-0,773**	-0,910***	-0,708**
Gt	-0,804**	-0,824**	-0,730**	-0,935***
CMAP	-0,963***	-0,956***	-0,938***	-0,900***
Arg	-0,913***	-0,924***	-0,852**	-0,788**
CO	-0,905***	-0,905***	-0,924***	-0,923***
P-remN	-----	0,986***	0,907***	0,844**
P-remS		-----	0,872**	0,857**
P-remOx			-----	0,812**

ns, ** e ***: não significativo e significativo a 1 e de 0,1 %, respectivamente.

tratamentos com redução. Essa constatação era inesperada visto que os tratamentos, como o CDB em particular, atuam diferentemente entre os solos, dadas suas características mais goethíticas ou gibbsíticas. Quando se analisam os dados de P-remN e P-remS (Quadro 7), verifica-se que eles têm duas populações bem distintas, correspondentes aos dois grupos de solos, já bem definidos e discutidos anteriormente.

Pode-se conjecturar que a redução que ocorre em solos hidromórficos, geralmente enriquecidos com C-orgânico, é bem mais efetiva quanto a futuras fertilizações fosfatadas do que solos bem drenados, e que poderiam ser alagados por períodos prolongados, com a expectativa de liberação de formas fixadas de P anteriormente adicionadas. Portanto, o efeito do C-orgânico (sacarose, neste estudo) é, aparentemente, muito mais que uma simples condição para diminuição do Eh como consequência do aumento da atividade microbiana do sistema.

CONCLUSÕES

1. O desenvolvimento de formas não-lábeis de P a partir da fertilização fosfatada é dependente principalmente da goethita e da gibbsita.

2. Comparada à goethita, a gibbsita apresenta maiores restrições à dessorção de P.

3. A condição de redução (menor potencial redox) dos solos, microbiana (solução de sacarose) ou química pelas extrações com oxalato de amônio, não favorece a reversibilidade de formas não-lábeis de P previamente formadas.

4. A redução das amostras de solo com sacarose promove expressiva elevação nos valores de P-remanescente (reduz capacidade máxima de adsorção de P) apenas nos solos mais oxidicos, sem alterar a taxa de dessorção de P previamente aplicado aos solos.

LITERATURA CITADA

- AGBENIN, J.O. Extractable iron and aluminum effects on phosphorus sorption in a Savanna alfisol. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 67:589-595, 2003.
- 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. *R. Bras. Ci. Solo*, 27:985-1002, 2003.
- ALVAREZ V., V.H. & FONSECA, D.M. Definição de doses para determinação da capacidade máxima de adsorção de fosfatos e para ensaios em casa de vegetação. *R. Bras. Ci. Solo*, 14:49-55, 1990.
- ALVAREZ V., V.H.; NOVAIS, R.F.; DIAS, L.E. & OLIVEIRA, J.A. Determinação e uso do fósforo remanescente. *B. Inf. SBCS*, 25:27-32, 2000.
- ANDRADE, F.V.; MENDONÇA, E.S.; ALVAREZ V., V.H. & NOVAIS, R.F. Adição de ácidos orgânicos e húmicos em Latossolos e adsorção de fosfato. *R. Bras. Ci. Solo*, 27:1003-1011, 2003.
- BAHIA FILHO, A.F.C.; BRAGA, J.M.; RESENDE, M. & RIBEIRO, A.C. Relação entre adsorção de fósforo e componentes mineralógicos da fração argila de Latossolos do planalto central. *R. Bras. Ci. Solo*, 7:221-226, 1983.
- BARROW, N.J. Effect of previous additions of phosphate in adsorption by soil. *Soil Sci.*, 118:82-89, 1974.
- BARROW, N.J. Reactions of anions and cations with variable-charge soil. *Adv. Agron.*, 38:183-230, 1985.
- BOSTIC, E.M. & WHITE, J.R. Soil phosphorus and vegetation influence on wetland phosphorus release after simulated drought. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 71:238-244, 2007.
- CAMPELLO, M.R.; NOVAIS, R.F.; FERNÁNDEZ R., I.E.; FONTES, M.P.F. & BARROS, N.F. Avaliação da reversibilidade de fósforo não-lábil para lábil em solos com diferentes características. *R. Bras. Ci. Solo*, 18:157-165, 1994.
- CHACON, N.; SILVER, W.L.; DUBINSKY, E.A. & CUSACK, D.F. Iron and soil phosphorus solubilization in humid tropical forests soils: The roles of labile carbon pools and an electron shuttle compound. *Biogeochemistry*, 78:67-84, 2006.
- DEFELIPO, B.V. & RIBEIRO, A.C. Análise química do solo. 2.ed. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 1997. 26p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. Manual de métodos e análises de solo. Rio de Janeiro, 1997.

- GONÇALVES, J.L.M.; FIRME, D.J.; NOVAIS, R.F. & RIBEIRO, A.C. Cinética de adsorção de fósforo em solos de cerrado. R. Bras. Ci. Solo, 9:107-111, 1985.
- GONÇALVES, J.L.M.; NOVAIS, R.F.; BARROS, N.F.; NEVES, J.C.L. & RIBEIRO, A.C. Cinética da transformação de fósforo-lábil em não-lábil, em solos de cerrado. R. Bras. Ci. Solo, 13:13-24, 1989.
- GUPPY, C.N.; MENZIES, N.W.; MOODY, P.W. & BLAMEY, F.P.C. Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: A review. Aust. J. Soil. Res., 43:189-202, 2005.
- HERLIHY, M. & McGRATH, D. Phosphorus fractions and adsorption characteristics in grassland soils of soil phosphorus status. Nutr. Cycl. Agroecosyst., 77:15-27, 2007.
- HUTCHISON, K. J. & HESTERBERG, D. Dissolution of phosphate in a phosphorus-enriched Ultisol as affected by microbial reduction. J. Environ. Qual., 33:1793-1802, 2004.
- KAFKAFI, V.; POSNER, A.M. & QUIRK, J.P. The desorption of phosphate from kaolinite. Soil Sci. Am. Proc., 31:348-351, 1967.
- McLAUGHLIN, J.R.; RUDEN, J.C. & SYERS, J.K. Sorption of inorganic phosphate by iron and aluminum-containing components. J. Soil Sci., 32:365-377, 1981.
- MUNIZ, A.S.; NOVAIS, R.F.; BARROS, N.F. & NEVES, J.C.L. Nível crítico de fósforo na parte aérea da soja como variável do fator capacidade de fósforo do solo. R. Bras. Ci. Solo, 9:237-243, 1985.
- MURPHY, J. & RILEY, J.P. A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. Anal. Chim. Acta, 27:31-36, 1962.
- NOVAIS, R.F. & KAMPRATH, E.J. Phosphorus supplying capacities of previously heavily fertilized soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 42:931-935, 1978.
- NOVAIS, R.F. & SMYTH, T.J. Fósforo em solo e planta em condições tropicais. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 1999. 399p.
- NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J. & NUNES, F.N. Fósforo In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B. & NEVES, J.C.L., eds. Fertilidade do solo. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p.471-550.
- OLSEN, S.R. & WATANABE, F.S. A method to determine a phosphorus adsorption maximum of soils as measured by the Langmuir isotherm. Soil Sci. Am. Proc., 21:144-149, 1957.
- PARFITT, R.L. Anion adsorption by soil material. Adv. Agron., 30:1-50, 1978.
- PARFITT, R.L. Phosphate reactions with natural allophane, ferrihydrite and goethite. J. Soil Sci., 40:359-369, 1989.
- PENG, J.F.; WANG, B.Z.; SONG, Y.H.; YUAN, P. & LIU, Z. Adsorption and release of phosphorus in the surface sediment of wastewater stabilization pond. Ecol. Eng., 31:92-97, 2007.
- RAIJ, B.van & QUAGGIO, J.A. Métodos de análise de solos para fins de fertilidade. Campinas, Instituto Agrônomo de Campinas, 1983. 31p.
- RANNO, S.K.; SILVA, L.S.; GATIBONI, L.C. & RHODEN, A.C. Capacidade de adsorção de fósforo em solos de várzea do estado do Rio Grande do Sul. R. Bras. Ci. Solo, 31:21-28, 2007.
- RESENDE, M.; BAHIA FILHO, A.F.C. & BRAGA, J.M. Mineralogia de latossolos estimada por alocação a partir do teor total de óxidos do ataque sulfúrico. R. Bras. Ci. Solo, 11:17-23, 1987.
- ROLIM NETO, F.C.; SCHAEFER, C.E.G.R.; COSTA, L.M.; CORRÊA, M.M.; FERNANDES FILHO, E.I. & IBRAIMO, M.M. Adsorção de fósforo, superfície específica e atributos mineralógicos em solos desenvolvidos de rochas vulcânicas do Alto do Paranaíba (MG). R. Bras. Ci. Solo, 28:953-964, 2004.
- SCALENGUE, R.; EDWARDS, A.C.; AJMONE MARSAN, F. & BARBERIS, E. The effect of reducing conditions on the solubility of phosphorus in a diverse range of European Agricultural Soils. Eur. J. Soil Sci., 53:439-447, 2002.
- SONG, K.Y.; ZOH, K.D. & KANG, H. Release of phosphate in a wetland by changes in hydrological regime. Sci. Total Environ., 380:13-18, 2007.
- SOUZA, R.F.; FAQUIN, V.; TORRES, P.R.F. & BALIZA, D.P. Calagem e adubação orgânica: Influência na adsorção de fósforo em solos. R. Bras. Ci. Solo, 30:975-983, 2006.
- SRINIVASARAO, C.; SINGH, R.N.; GANESHAMURTHY, A.N.; GHANSHAM, S. & MASOOD, A. Fixation and recovery of added phosphorus and potassium in different soil types of pulse-growing regions of India. Comm. Soil Sci. Plant. Anal., 38:449-460, 2007.
- XIAOFANG, Y.; DONGSHENG, W.; ZHONGXI, S. & HONGXIAO, T. Adsorption of phosphate at the aluminum (hydr)oxides-water interface: Role of the surface acid-base properties. Colloid Surf. A, 297:84-90, 2007.
- YUAN, G. & LAVKULICH, L.M. Phosphorus sorption in relation to extractable iron and aluminum in Spodosols. Soil. Sci. Soc. Am. J., 58:343-346, 1994.