

ADSORÇÃO DE FÓSFORO EM SOLO HIDROMÓRFICO

MIKOSIK, A. P. M.¹; FAVARETTO, N.¹; CHEROBIM, V. F.¹; MOTTA, A. C. V.¹

¹Universidade Federal do Paraná

RESUMO

O objetivo foi quantificar a capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAP) do solo hidromórfico (Organossolo) e do não-hidromórfico (Cambissolo) e discutir a influência da MOS na adsorção de P. As amostras coletadas em quatro profundidade (0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm) foram mantidas em contato, mediante agitação, com solução de CaCl_2 $0,01 \text{ mol L}^{-1}$, 60 mg L^{-1} de P, na relação solo/solução 1:10. As doses para a determinação da CMAP foram calculadas com base no teor de P remanescente e variaram de 0 a 420 mg P L^{-1} . Os valores de adsorção de P foram ajustado à isoterma de Langmuir para estimar a CMAP e a energia de ligação. Foi realizada a comparação de médias pelo teste Tukey ($p < 0,05$) e a correlação de Pearson entre a CMAP e a MOS. Os valores da CMAP no Cambissolo e no Organossolo (seco e úmido) situaram-se entre 2321 a 3539 mg kg^{-1} , com destaque para a CMAP média do solo hidromórfico que foi 27% maior do que no solo não-hidromórfico. A CMAP apresentou correlação positiva e significativa com a MOS do Cambissolo e do Organossolo (seco e úmido) ($r = 0,84$), sugerindo que a contribuição da MOS na adsorção de P está associada às pontes de cátions.

Palavras-chave: Capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAP); Organossolo, Matéria orgânica do solo (MOS).

INTRODUÇÃO

O fósforo (P) é um elemento mineral essencial para o crescimento e desenvolvimento das plantas. Como o P pode limitar à produção agrícola, são realizadas contínuas aplicações deste nutriente no solo, muitas vezes excedendo o recomendável para as plantas. O aumento da concentração de P no solo pode ocasionar a movimentação deste nutriente para os corpos d'água (Sharpley et al., 2001, Sharpley e Wang, 2014). O P causa grande impacto ao ambiente aquático, pois além de ser considerado o elemento limitante da eutrofização (Sharpley et al., 1993), também é responsável pelo aumento das atividades primárias das plantas aquáticas e algas (Schindler et al., 2016).

Na interface entre as áreas de cultivo e os corpos d'água estão as áreas úmidas (Reddy et al., 1999), regidas pelos processos hidrológicos que propiciam a formação dos solos hidromórficos (Amendola et al., 2018). No estado do Paraná, as áreas úmidas foram definidas como o segmento da paisagem constituído pelos solos hidromórficos, os quais são caracterizados pela presença de água subsuperficial, dentro de 50 cm a partir da superfície (PARANÁ, 2008).

As áreas úmidas são ecossistemas frágeis, de alta complexidade ecológica, que contribuem para o processo de estabilidade ambiental ao exercerem várias funções ambientais,

incluindo a retenção de íons no solo (PARANÁ, 2008; Arend e Qian, 2020). Justamente por isso, faz-se necessário compreender os processos de retenção de P em solos hidromórficos. O fenômeno da retenção de P no solo é denominado adsorção, termo genérico que envolve as reações químicas que ocorrem em interfaces dos minerais e da matéria orgânica do solo (MOS) (Novais e Smith, 1999).

Em solos ácidos, os óxidos e hidróxidos de Fe e Al apresentam-se com cargas superficiais positivas, podendo adsorver o P, por meio da esfera externa ou interna. Na esfera externa, a superfície positiva dos óxi-hidróxidos atrai eletrostaticamente o P, enquanto que na esfera interna, o P perde a água de hidratação e desloca os grupos ligantes -OH ligados a Fe ou Al (Albuquerque et al., 2022). A precipitação de P com Fe e Al trocável também pode contribuir para a adsorção de P (Novais et al., 2007).

O papel desempenhado pela matéria orgânica é ambivalente, uma vez que ela pode bloquear os sítios de adsorção nas superfícies dos minerais de argila e dos óxi-hidróxidos de Fe e Al, bem como pode possibilitar a adsorção de P através das pontes de cátions (Sanyal e de Datta, 1991; Guppy et al., 2005). Quanto à mineralogia, reconhece-se que as formas de Fe e Al de baixa cristalinidade apresentam maior reatividade e, justamente por isso, favorecem a maior adsorção de P (Hérmendez e Meurer, 1998 Novak e Watts, 2006; Ranno et al., 2007).

As isotermas de adsorção são úteis para quantificar a adsorção de P no solo ao descrever as relações de equilíbrio entre a quantidade do elemento adsorvido e àquela remanescente na solução do solo. Dentre os modelos de isotermas, o Langmuir é o mais utilizado, já que permite estimar a capacidade máxima de adsorção (CMAP) pelo solo e a energia de ligação, definida pela afinidade do solo à adsorção de P (Olsen e Watanabe, 1957).

O objetivo deste trabalho foi quantificar a CMAP do solo hidromórfico (Organosolo) e do não-hidromórfico (Cambissolo), assim como discutir a influência da MOS na adsorção de P.

MATERIAL E MÉTODOS

Foram utilizadas amostras nas camadas de 0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm, do solo hidromórfico (Organosolo) e do não-hidromórfico (Cambissolo), provenientes de uma topossequência na Fazenda Experimental Canguiri da Universidade Federal do Paraná, localizada no município de Pinhais-PR. As amostras da fração terra fina seca ao ar (TFSA) dos solos foram caracterizadas fisicamente, de acordo com EMBRAPA (2011). Os parâmetros químicos pH (CaCl₂ e SMP), H+Al (obtido pelo pH SMP), Ca⁺², Mg⁺², Al⁺³ (extraído com KCl), K⁺ (Mehlich-1) e P (Mehlich-1) foram determinados segundo Pavan et al. (1992) e Raij et al. (2001). Os teores de carbono orgânico total foram determinados por combustão via seca em analisador elementar (CHNOS), modelo Vario El III (elementar®), conforme metodologia descrita por Raij et al. (2001). A porcentagem de matéria orgânica foi obtida pela multiplicação do carbono orgânico do solo por 1,724 (fator de Van Bemmelen) (EMBRAPA, 2011) (Tabelas 1 e 2).

Tabela 1. Análises granulométricas do Cambissolo (solo não-hidromórfico) e Organossolo (solo hidromórfico).

Solos	Prof.	Argila	Silte	Areia
	cm	g kg ⁻¹		
Cambissolo	0-10	31	36	33
	10-20	31	37	32
	20-40	37	31	31
	40-60	42	29	29
Organossolo	0-10	35	57	8
	10-20	34	55	11
	20-40	41	54	5
	40-60	55	39	6

Tabela 2. Atributos químicos do Cambissolo (solo não-hidromórfico) e Organossolo (solo hidromórfico).

Solos	Prof.	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Al ⁺³	K ⁺	Na ⁺	P Mehlich - 1	H+Al	pH em água	pH em CaCl ₂	pH SMP	C total	MOS
	cm	cmolc kg ⁻¹					mg kg ⁻¹	cmolc dm ⁻³			g kg ⁻¹		
Cambissolo	0-10	2,2	0,5	6,3	0,2	0,7	3,3	34,9	4,2	3,2	3,8	58,6	101,0
	10-20	1,5	0,4	5,6	0,1	0,7	2,2	23,7	4,4	3,2	3,9	40,4	69,6
	20-40	2,6	0,8	5,0	0,1	0,5	2,1	20,4	4,4	3,3	4,1	26,7	46,0
	40-60	2,4	0,6	4,9	0,1	0,3	1,1	19	4,6	3,3	4,2	14,9	25,7
Organossolo	0-10	5,6	1,2	7,1	0,2	0,6	8,7	41,6	4	3,3	3,6	126,4	217,9
	10-20	3,7	1,1	8,2	0,1	1,0	6,3	41,6	4,1	3,2	3,6	133,7	230,5
	20-40	3,5	0,4	7,5	0,1	0,5	3,8	38,1	4,2	3,2	3,7	146,8	253,1
	40-60	2,6	0,2	9,0	0,1	0,4	1,6	34,9	4,2	3,2	3,8	86,4	149,0

As isotermas de adsorção de P foram elaboradas com base em Alvarez e Fonseca (1990) nos solos não-hidromórfico (Cambissolo) e hidromórfico (Organossolo seco e úmido). No Organossolo seco, as amostras foram secas ao ar, enquanto que no Organossolo úmido, as amostras não foram submetidas a secagem e permaneceram com a umidade de campo. O P remanescente foi determinado de acordo com Alvarez et al., (2000). As amostras com 2,5 g de TFSA (Cambissolo e Organossolo seco) ou solo úmido equivalente a massa de 2,5 g de TFSA (Organossolo úmido) foram colocadas em contato com solução de CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹, contendo 60 mg L⁻¹ de P, na relação solo/solução 1:10. Após uma hora de agitação, as fases sólida e líquida foram separadas na centrifugação e, na solução de equilíbrio foi determinada a concentração de P pelo espectrômetro de emissão óptica com plasma induzido (ICP-OES VARIAN 720- ES).

As doses para a determinação da CMAP foram calculadas com base no teor de P remanescente e variaram de 0 a 420 mg P L⁻¹. As doses de 231, 294, 357 e 420 mg P L⁻¹ apresentam valores acima do recomendado por Alvarez e Fonseca (1990), mas foi necessário

utilizá-las para a determinação da CMAP em função dos valores muito baixos de P remanescente ($< 5,65 \text{ mg P L}^{-1}$). Para a obtenção dos pontos de ajuste da isoterma de Langmuir, 2,5 g de TFSA (Cambissolo e Organossolo seco) ou solo úmido equivalente a massa de 2,5 g de TFSA (Organossolo úmido) foram agitados com 25 mL de solução de CaCl_2 $0,01 \text{ mol L}^{-1}$, contendo P nas doses indicadas, por 24 horas a $1.844 \times \text{g}$ (120 rpm). Posteriormente, as amostras foram centrifugadas (15 minutos a $1.844 \times \text{g}$ - 120 rpm) e o sobrenadante filtrado foi analisado pelo ICP para a determinação de P na solução de equilíbrio. O P adsorvido ao solo, em mg kg^{-1} , foi calculado pela equação 1:

$$P_{\text{ads}} = P_{\text{ad}} - P_{\text{eq}} * \text{FD} \quad (1)$$

Sendo: P_{ads} - P adsorvido ao solo (mg kg^{-1}); P_{ad} - P adicionado ao solo (mg L^{-1}); P_{eq} - P em equilíbrio na solução do solo após a agitação (mg L^{-1}); e FD - fator de diluição da relação solo/solução (10).

De posse dos dados de P adsorvido e do P em equilíbrio na solução do solo, foi realizado o ajuste das isotermas de adsorção de Langmuir a partir da equação 2:

$$q = \frac{(k \cdot b \cdot C_e)}{(1 + (k \cdot C_e))} \quad (2)$$

Sendo: q - P adsorvido ao solo (mg kg^{-1}); k - energia de ligação do P (mg L^{-1}); b - CMAP (mg kg^{-1}); e C_e - concentração de equilíbrio de P (mg L^{-1}) (Olsen e Watanabe, 1957). Os valores das constantes k e b foram obtidos com o software estatístico Origin 9®.

A análise de variância relativa à energia de ligação e a CMAP foi aplicada com o esquema fatorial de parcelas subdivididas em delineamento inteiramente casualizado. Cada solo (Cambissolo e Organossolo seco e úmido) foi utilizado como parcela e as subparcelas foram definidas pelas profundidades (0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm). Esses resultados foram avaliados em relação a normalidade pelo teste de Shapiro-Wilk ($p < 0,05$) e a comparação dessas médias foi realizada pelo teste de Tukey ($p < 0,05$) no programa estatístico Sisvar 5.6 (Ferreira, 2019). A correlação de Pearson entre a CMAP e a MOS foi efetuada no Excel®.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O modelo de Langmuir descreveu a adsorção de P com bons coeficientes de ajuste (R^2 ajustado $\geq 0,83$) nos solos não-hidromórfico (Cambissolo) e hidromórfico (Organossolo seco e úmido). As isotermas de adsorção demonstraram que o comportamento do P adsorvido aumentou com a concentração de P em equilíbrio até P atingir o valor máximo, onde os sítios de adsorção estão parcialmente saturados e a quantidade de P excede os locais de ligação disponíveis (Gatiboni et al., 2015) (Figura 1).

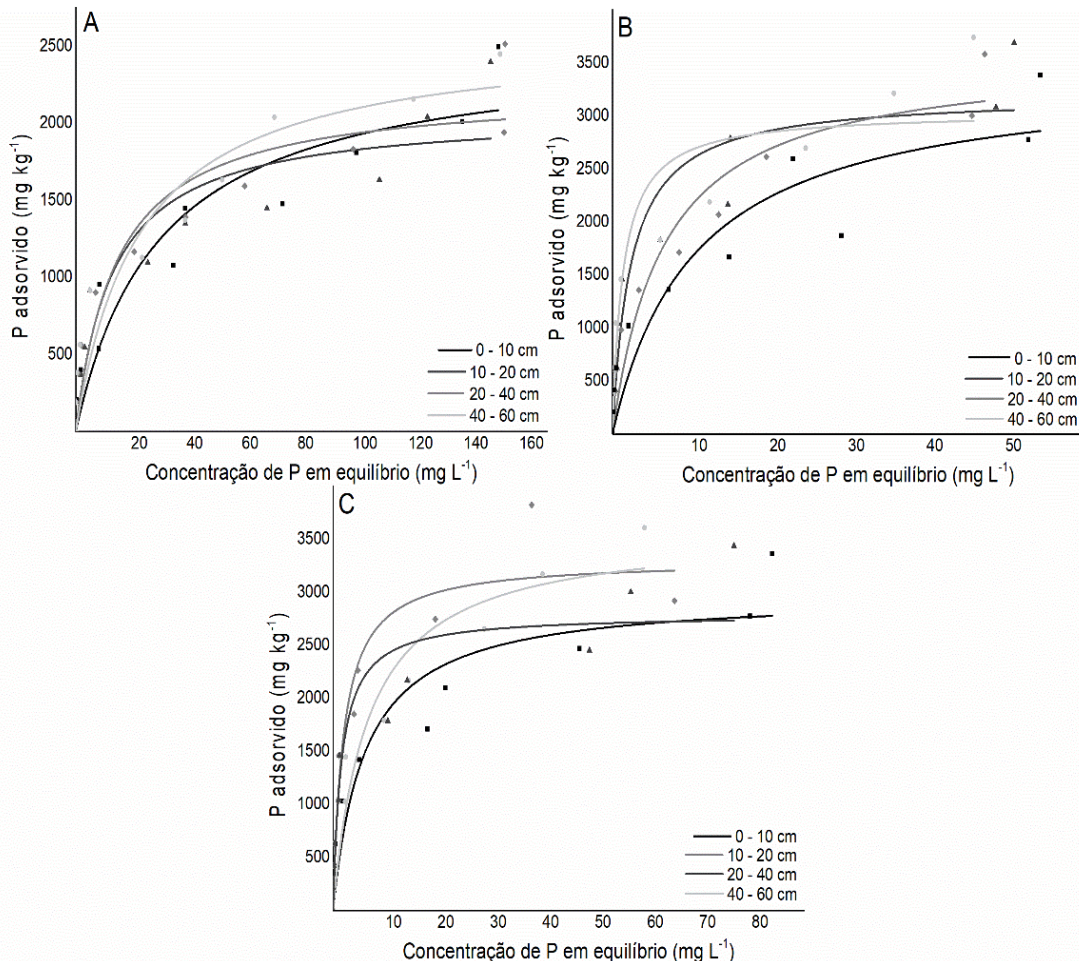


Figura 1. Isothermas de adsorção de fósforo no Cambissolo (A), Organossolo Seco (B) e Organossolo Úmido (C) (média de 3 repetições) nas profundidades de 0-10,10-20, 20-40, 40-60 cm.

A energia de ligação da equação de Langmuir determina a afinidade do solo por P, sendo que valores de k mais altos indicam forte tendência de adsorção de P e maior espontaneidade à reação (Wang e Liang, 2014). Dentro desse contexto, o Organossolo úmido apresentou maiores valores de k comparado com o Organossolo seco e o Cambissolo, sendo de $0,42 \text{ mg L}^{-1}$ na camada superficial e de $0,81$ a $0,90 \text{ mg L}^{-1}$ nas demais profundidades. Esses resultados são semelhantes aos encontrados por Simonete et al. (2018) que encontraram valores de $0,43$ a $0,81 \text{ mg L}^{-1}$ em solos hidromórficos (Organossolo e Gleissolos). Com relação a profundidade, o parâmetro k aumentou no Organossolo seco ($0,26$ a $0,84 \text{ mg L}^{-1}$) e úmido ($0,42$ a $0,90 \text{ mg L}^{-1}$). No Cambissolo não houve diferença estatística, apesar da tendência de aumento ($0,17$ a $0,29 \text{ mg L}^{-1}$) (Tabela 3). Yang et al. (2019) adicionaram ácidos húmicos no solo e descobriram que o valor k foi maior quando o conteúdo de MOS era muito alto (139 g kg^{-1}), indicando aumento na força de adsorção de P.

Tabela 3. Parâmetro k estimado da isoterma de adsorção de P pela equação de Langmuir em profundidade no Cambissolo, Organossolo seco e úmido.

Profundidade	Cambissolo	Organossolo Seco	Organossolo Úmido
	Parâmetro k (mg L ⁻¹)		
0-10	0,17 Ba	0,26 BAc	0,42 Ab
10-20	0,24 Ba	0,51 Bb	0,81 Aa
20-40	0,27 Ba	0,66 Aba	0,83 Aa
40-60	0,29 Ba	0,84 Aa	0,90 Aa

Médias seguidas de mesma letra maiúscula na horizontal ou por letra minúscula na vertical não diferem entre si (Tukey, $p \leq 0,05$).

O parâmetro b da equação de Langmuir correspondente a CMAP foi estimado por meio das isotermas de adsorção de P no Cambissolo e no Organossolo (seco e úmido). Ambos os solos (Cambissolo e Organossolo seco e úmido) apresentaram CMAP muito alta (Juo e Fox, 1977), variando de 2321 a 3539 mg kg⁻¹, com valores médios de 2362 e 2794 mg kg⁻¹ para o Cambissolo e Organossolo respectivamente (Figura 2). Guilherme et al. (2000) encontraram valores variando entre 476 a 3961 mg kg⁻¹ em solos hidromórficos de várzeas drenadas, sujeitas a ciclos de umedecimento e secagem. Kang et al. (2009) estimaram a CMAP de 72 amostras de solos com elevado teor de matéria orgânica e obtiveram, dentre elas, o valor máximo de 1849 mg kg⁻¹. Em estudo realizado por Janardhanan e Daroub (2010), a CMAP estimada dos solos orgânicos drenados para fins agrícolas apresentou valores médios entre 2453 a 3887 mg kg⁻¹.

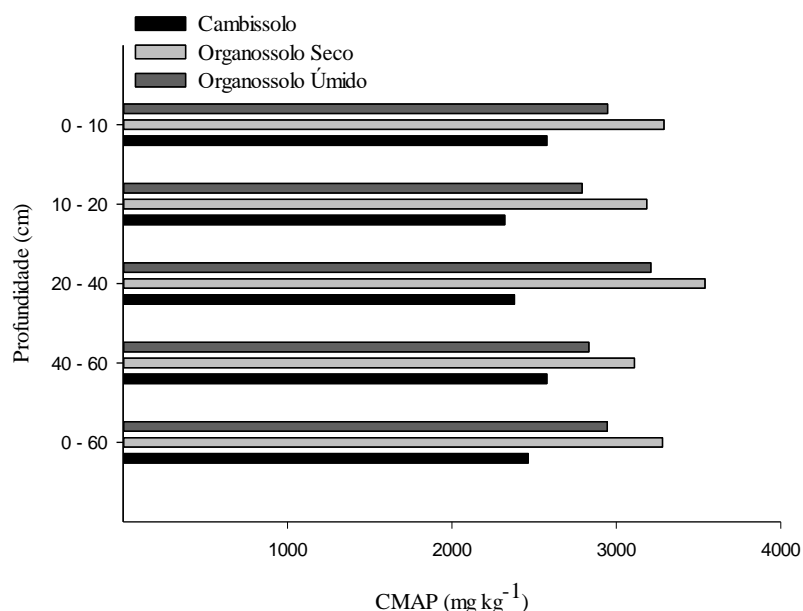


Figura 2. Capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAP) em profundidade nos solos não-hidromórfico (Cambissolo) e hidromórfico (Organossolo seco e úmido). Não houve interação entre CMAP e profundidade e diferenças significativas somente entre os solos. Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem entre si pelo teste Tukey a 5%.

Os valores médios da CMAP do Organossolo seco e úmido foram respectivamente 33 e 20% maior comparado ao Cambissolo (Figura 2). No caso específico do Organossolo, acredita-se que a secagem do solo, para a preparação da TFSA, alterou as condições de oxirredução. O ferro é reduzido (Fe^{2+}) ao longo do período de inundação e reoxidado (Fe^{3+}) durante o período de secagem, provocando o aumento da reatividade dos óxidos e, conseqüentemente, a adsorção de P (Alva et al., 1980). Dessa forma, as variações do regime hídrico em solos hidromórficos possibilitam a formação de compostos de Fe de baixa cristalinidade que apresentam maior reatividade e adsorção com o fósforo (Hérendez e Meurer, 1998; Ranno et al., 2007). No caso do Al, a fase reduzida, aumenta o pH do solo saturado por água, resultando na mobilização do Al^{3+} , na precipitação de hidróxidos de Al amorfo ou na formação de complexos Al-orgânicos (Li e Johnson, 2016). Novak e Watts (2006) estudaram sedimentos de áreas úmidas e descobriram que as formas amorfas de Al estavam significativamente correlacionadas com a CMAP, sugerindo que o Al tem um papel mais significativo na retenção de P, comparado ao Fe.

A CMAP apresentou correlação positiva e significativa com a MOS do Cambissolo e do Organossolo (seco e úmido) ($r = 0,84$), corroborando com os resultados encontrados tanto para o C orgânico do solo (Osayande et al., 2017), quanto para a MOS (Kang et al., 2009). A contribuição da MOS para a adsorção de P está associada, principalmente, à carga negativa oriunda da dissociação do H dos grupos carboxílicos ($-\text{COOH}$). O caráter aniônico da MO possibilita a retenção dos cátions de Al^{3+} e Fe^{3+} às suas cargas negativas, que reteriam o P, via uma ou mais pontes de cátions (Figura 3) (Hue et al., 1986; Sanyal e De Datta, 1991; Guppy et al., 2005). Villapando e Graetz (2011) constataram que o aumento da capacidade de adsorção de P foi atribuído ao Al associado à MOS, totalizando mais de 60% da variabilidade na adsorção de P. Novak e Watts (2006) verificaram que a capacidade de adsorção de P dos sedimentos de áreas úmidas foi fortemente correlacionada com o teor de carbono orgânico do solo. Além disso, a análise de regressão evidenciou que o Al organicamente complexado foi responsável por 88% da variabilidade na adsorção de P.

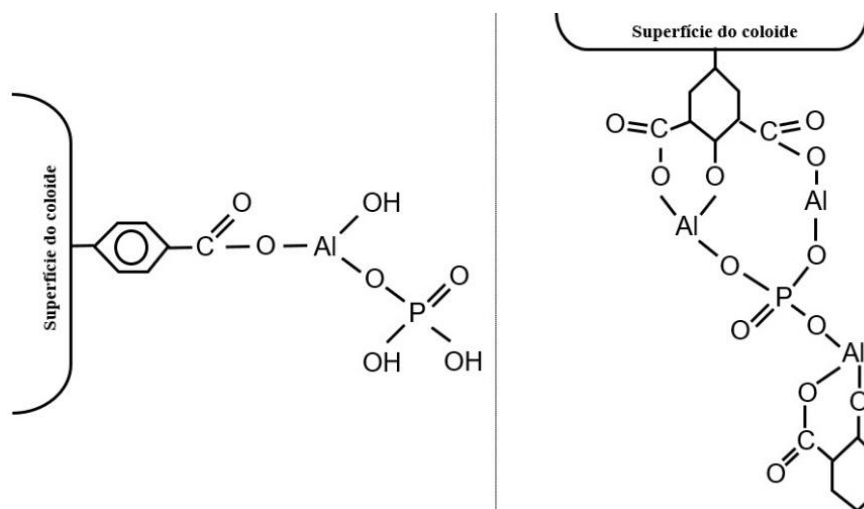


Figura 3. Representação esquemática em de uma ponte de cátion (a esquerda) e de três pontes de cátions (a direita) entre o grupo carboxílico e sua interação com o Al - P.

CONCLUSÕES

O modelo de Langmuir comumente utilizado em solo não-hidromórfico, mostrou ser eficiente na construção das isotermas e na estimativa da CMAP em solo hidromórfico (Organossolo), independente da umidade da amostra (seca ao ar ou mantida a umidade de campo). Os valores da CMAP no Cambissolo e Organossolo (seco e úmido) variaram entre 2321 a 3539 mg kg⁻¹, sendo que em média o Organossolo (seco e úmido) foi 27% maior comparado ao Cambissolo. A energia de ligação do Organossolo (seco e úmido) sugere que o solo hidromórfico apresenta forte tendência de adsorção de P e maior espontaneidade à reação do que o solo não-hidromórfico (Cambissolo). A CMAP foi correlacionada positivamente e significativamente com a MOS, demonstrando que esse atributo pode ser utilizado para descrever a adsorção de P nos solos. Com isso, acredita-se que a CMAP está associada às pontes de cátions, formadas pelas cargas negativas dos grupos carboxílicos da MOS com os cátions de Al³⁺ e Fe³⁺, que fornecem as superfícies ativas para a adsorção de P.

REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE C. G.; GAVELAKI F.; MELO V. F.; MOTTA A. C. V.; ZARBIN, A. J. G.; FERREIRA C. M. Model of inner-sphere adsorption of oxyanions in goethite – why is phosphate adsorption more significant than that of sulfate? *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 46:e0210146, 2022.
- ALVA, A. K.; LARSEN, S.; BILLE, S.W. The influence of rhizosphere in rice crop on resin-extractable phosphate in flooded soils at various levels of phosphate applications. *Plant Soil*, 56:17-25, 1980.
- ALVAREZ V. V. H., FONSECA D. M. Definição de doses de fósforo para determinação de capacidade máxima de adsorção de fosfatos e para ensaios de casa de vegetação. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, 14:49-55, 1990.
- ALVAREZ V., V.H.; NOVAIS, R.F.; DIAS, L.E. & OLIVEIRA, J.A. Determinação e uso do fósforo remanescente. *Boletim Informativo. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo*, 25:27-32, 2000.
- AMENDOLA, D.; MUTEMA, M.; ROSOLEN, V.; CHAPLOT, V. Soil hydromorphy and soil carbon: A global data analysis. *Geoderma*, 324 (2018) 9–17, 2018.
- AREND, K.; S. QIAN. Determination of wetland total phosphorus retention capacity. Old Woman Creek Technical Report No. 18, Ohio Department of Natural Resources. Huron, OH, 2020.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de métodos de análise de solo. 2. ed. rev. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 230 p.
- FERREIRA, D. F. SISVAR: A Computer Analysis system to fixed effects split plot type designs. *Revista Brasileira de Biometria*, v. 37, n. 4, p. 529, 2019.

GATIBONI, L. C.; SMYTH, T. J.; SCHMITT, D. E.; CASSOL, P. C.; OLIVEIRA, C. M. B. Soil phosphorus thresholds in evaluating risk of environmental transfer to surface waters in Santa Catarina, Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 39, p. 1225-1234, 2015.

GUILHERME, L.R.G. et al. Adsorção de fósforo em solos de várzea do estado de Minas Gerais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 24, p. 27-34, 2000.

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. *Australian Journal of Soil Research*, 43, 189-202, 2005.

HERNÁNDEZ, J.; MEURER, E.J. Adsorção de fósforo e sua relação com formas de ferro em dez solos do Uruguai. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 22:223-230, 1998.

HUE, N. V.; CRADDOCK, C. R.; ADAMS, F. Effect of organic acids on aluminium toxicity in subsoils. *Soil Science Society of America Journal*, 50, 28 – 34, 1986.

JANARDHANAN, L.; DAROUB, S. Phosphorus Sorption in Organic Soils in South Florida. *Soil Science Society of America Journal*, 74, 1597-1606, 2010.

KANG, J.; HESTERBERG, D.; OSMOND, D. Soil Organic Matter Effects on Phosphorus Sorption: A Path Analysis. *Soil Science Society of America Journal*, 73, 360-366, 2009.

LI, W.; JOHNSON, C.E. Relationships among pH, aluminum solubility and aluminum complexation with organic matter in acid forest soils of the Northeastern United States. *Geoderma* 271, 234–242, 2016.

NOVAIS, R. E.; 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. *Fertilidade do Solo*. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p.276-374.

NOVAK, J. M.; WATTS, D. W. Phosphorus sorption by sediments in a southeastern Coastal Plain in-stream wetland. *Journal of Environmental Quality*, 35:1975–1982, 2006.

OLSEN, S. R.; WATANABE, F. S. A method to determine a phosphorus adsorption maximum of soil as measured by the Langmuir isotherm. *Soil Science Society of American Proceedings*, Madison, 21:144-149, 1957.

OSAYANDE, P. E.; OVIASOGIE, P. O.; ORHUE, E. R.; AWANLEMHEN, B. E.; OKO-OBOH, E. Phosphorus Sorption in Hydromorphic Soils Overlying Alluvium and Coastal Plain Sand Parent Materials in Delta State, Nigeria, *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 48:8, 955-962, 2017.

PARANÁ. Resolução Conjunta IBAMA/SEMA/IAP N° 005, de 28 de março de 2008. Casa Civil Governadoria do Poder Executivo do Estado do Paraná. Curitiba, PR, 2008.

PAVAN, M. A.; BLOCH, M. DE F.; ZEMPULSKI, H. DA C.; MIYAZAWA, M.; ZOCOLER, D. C. Manual de análise química de solo e controle de qualidade. Londrina. IAPAR, circular n.76, p.38, 1992.

RAIJ, B. V.; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas (IAC); 2001.

RANNO, S. K. et al. Capacidade de adsorção de fósforo em solos de várzea do Estado do Rio Grande do Sul. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 31, n. 1, p. 21-28, 2007.

REDDY, K. R.; KADLEC, R. H.; FLAIG, E.; GALE, P.M. Phosphorus retention in streams and wetlands: a review. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 29:83–146, 1999.

SANYAL, S. K.; DE DATTA, S. K. Chemistry of Phosphorus Transformations in Soil. Advances in Soil Science, v. 16, p. 1–120, 1991.

SHARPLEY, A.; WANG, X. Managing agricultural phosphorus for water quality: Lessons from the USA and China. Journal of Environmental Sciences, 16:1770-1782, 2014.

SHARPLEY, A.; MCDOWELL, R.; KLEINMAN, P. Phosphorus Loss from Land to Water: Integrating Agricultural and Environmental Management. Plant and Soil, 237: 287-307, 2001.

SHARPLEY, A. N.; DANIEL, T. C.; EDWARDS, D. R. Phosphorus Movement in the landscape. Journal of Production Agriculture, [s. l.], v. 6, n. 4, p. 492–500, 1993.

SCHINDLER, D. W.; CARPENTER, S. R.; CHAPRA, S. C.; HECKY, R. E.; ORIHHEL, D. M. Reducing Phosphorus to Curb Lake Eutrophication is a Success. Environ Sci Technol, 6;50(17):8923-9, 2016.

SIMONETE, M. A.; ERNANI, P. R.; TEIXEIRA-GANDRA, C. F. A.; MORO, L. Phosphorus adsorption in lowlands of Santa Catarina cultivated with rice and its relation with soil properties. Revista Ciência Agrônômica, v. 49, p. 566-573, 2018.

WANG, L.; LIANG, T. Effects of exogenous rare earth elements on phosphorus adsorption and desorption in different types of soils. Chemosphere 103, 148–155, 2014.

YANG, X.; CHEN, X.; YANG, X. Effect of organic matter on phosphorus adsorption and desorption in a black soil from Northeast China. Soil and Tillage Research. 187. 85-91, 2019.