



Parámetros agronómicos y ambientales de fósforo en suelos molisoles con diferentes usos en la provincia de Buenos Aires, Argentina

Agronomic and environmental phosphorus parameters in molisolls with different soil uses in the province of Buenos Aires, Argentina

Nélida Nancy Pose*, María Cecilia Baeza, Ester Cristina Zamuner, Paula Di Gerónimo y Cecilia Del Carmen Videla

Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina. *Autora para correspondencia: pose.nelida@inta.gob.ar

Rec.:29.07.2015 Acep.: 15.09.2015

Resumen

El cambio dinámico en el suelo debido a diferentes usos puede monitorearse mediante el seguimiento de variables sensibles. Para el contenido de fósforo (P) no existe un consenso acerca de la variable de medición más adecuada. En este trabajo se evaluó la utilidad de técnicas que miden disponibilidad, pérdida y capacidad de retención de P (P-Bray1, P-CaCl₂, P₇₅, ISP y GSP) para diferenciar cambios en el contenido de P del suelo, relacionados al uso de la tierra, así como la relación entre dichas técnicas. Se analizaron dos profundidades de suelo en dos sitios del sudeste de la provincia de Buenos Aires con diferentes secuencias: agrícolas (A), pastizales nativos (PN), sistemas forestales (FO) y pastizales secundarios (PS). Todas las técnicas pudieron diferenciar entre sistemas de manejo; con diferencias variables según la profundidad del suelo. Se detectaron correlaciones estrechas entre las técnicas, resultando dependientes del uso del suelo, P-Bray1 y P-CaCl₂ ($R^2 = 0.89$), P₇₅ e ISP ($R^2 = 0,79$) y GSP_{P75} o GSP_{ISP} con P-CaCl₂ ($R^2 = 0.82$ y 0.83 respectivamente). Los sistemas A incrementaron la disponibilidad de P (P-Bray1), disminuyeron la capacidad de retención (P₇₅ e ISP) y generaron mayor riesgo de pérdidas de P (P-CaCl₂). El FO y la PS presentaron mejor disponibilidad de P respecto de PN, con mayor capacidad de retención y con menores riesgos de pérdidas por escurrimiento. En base a los resultados, podría estimarse una forma de P en función de la determinación analítica de otra, pero de forma diferencial según el uso del suelo.

Palabras clave: GSP, ISP, P-Bray1, P-CaCl₂, Usos del suelo

Abstract

The dynamic change occurred in the soil due to different uses can be estimated by monitoring sensible variables. There is no agreement about the most appropriate phosphorus (P) parameter for this purpose. The aim of this work was to evaluate the usefulness of soil tests for P availability, risk of P loss and P retention capacities (P-Bray1, P-CaCl₂, P₇₅, PSI and DPS) in order to differentiate changes in soil P content related to soil uses, and to establish the relationship between these techniques. Two soil depths in two sites at the southeast of Buenos Aires province were analyzed. Different soil uses were considered: natural grasslands (PN), forest systems (FO), secondary grassland (PS) and different agricultural sequences (A). All techniques significantly differentiated between management systems; however, these differences were affected by soil depth. There were close correlations between the techniques, but there were dependent of soil use, P-Bray1 to P-CaCl₂ ($R^2 = 0.89$), P₇₅ to PSI ($R^2 = 0.79$) and DPS_{P75} or DPS_{PSI} to P-CaCl₂ ($R^2 = 0.82$ and 0.83 respectively). The A systems increased P availability (P-Bray1), decreased P retention capacities (P₇₅ and PSI) and generated an increased risk of P losses (P-CaCl₂). The FO and the PS had better P availability with respect to the PN, more P retention capacity and lower risks of P losses by runoff. Based on these results, a given P form could be estimated based on the analytical determination of another P form, but differentially by soil use.

Keywords: DPS, PSI, Land use, P-Bray1, P-CaCl₂

Introducción

Los cambios en la cubierta del suelo o la remoción de la vegetación natural tienen un efecto determinante en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, pudiendo alterar la calidad del mismo. En los últimos años, se ha registrado un cambio en el uso de la tierra en la mayor parte de las áreas húmedas y sub-húmedas de Argentina, debido principalmente a la conversión de ecosistemas naturales a cultivados y a la simplificación de los esquemas de rotaciones en tierras agrícolas. Por otra parte, los sistemas agroforestales han tenido un desarrollo importante en la Región Pampeana en los últimos 15 años (Bahamonde *et al.* 2012).

Para evaluar el cambio dinámico que se produce en el suelo debido al uso que se hace del mismo, Larson & Pierce (1994), proponen seleccionar variables que permitan detectar cambios y monitorearlos a lo largo del tiempo a partir de un valor base. Singer & Ewing (2000) e Indean-gelo *et al.* (2007), coinciden en señalar que conductividad eléctrica, pH, carbono orgánico total (COT), nitrógeno potencialmente mineralizable, porcentaje de saturación de bases y capacidad de intercambio catiónico son algunos ejemplos de tales variables. Sin embargo, para el contenido de fósforo (P) no existe un consenso respecto de cuál sería el análisis más adecuado para monitorear los cambios producidos bajo diferentes usos del suelo.

Una de las técnicas más utilizadas en la evaluación de la fertilidad del suelo es la determinación del P extractable con el método de Bray1 (P-Bray1; Bray & Kurtz, 1945) ya que presenta una estrecha relación con la respuesta de los cultivos a la fertilización en suelos ácidos y neutros (Rubio *et al.* 2008). Como parámetro ambiental, el P extractable en CaCl_2 0,01 M (P- CaCl_2), está altamente relacionado con las pérdidas de P por escurrimiento superficial y subsuperficial (Kovar, 2009). Otro parámetro edáfico importante para monitorear la liberación de P al agua, es la capacidad de sorción de P (Andersson, 2013). Bache & Williams (1971), proponen la realización de una isoterma de punto simple para la obtención del índice de sorción de P. Este índice puede calcularse como el P sorbido al agregar 1500 mg P kg^{-1} de suelo (P_{75} ; Ige *et al.* 2005) o como el cociente entre el P sorbido (P_{75}) y el logaritmo de la concentración de P en la solución de equilibrio (ISP; Gutierrez Boem *et al.* 2008). Desde hace algunos años, en las investigaciones centradas en la problemática ambiental del P, se ha introducido el concepto de grado de saturación de P (GSP), el cual indica el P del suelo que estaría disponible para ser liberado por escurrimiento o lavado. Hasta el momento

existe escasa información sobre la relación de estos parámetros y diferentes usos de la tierra.

Con base a lo expuesto anteriormente, la presente investigación estableció como objetivo el evaluar la capacidad de P-Bray1, P- CaCl_2 , P_{75} , ISP y GSP, para detectar cambios en el P del suelo relacionados al uso del suelo en el sudeste bonaerense y establecer la relación entre estos parámetros.

Materiales y métodos

El estudio se realizó en dos establecimientos agropecuarios (Sitios) de la provincia de Buenos Aires (Argentina): “Cinco Cerros” (Sitio 1; 37° 45’S, 58° 18’W; superficie total 3900 ha) y “San Lorenzo” (Sitio 2; 37° 34’S, 59° 4’W; superficie total 1700 ha) distanciados 70 km y con suelos con características físico-químicas similares. En ambos Sitios, el suelo es un complejo de *Argiudol típico* y *Paleudol petrocálcico* (USDA Soil Classification, 2006). Son suelos no calcáreos, compuestos por 24% de arcilla, 33% de limo y 43% de arena. Los 20 cm superficiales tienen una capacidad de intercambio catiónico de alrededor de 16 $\text{cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$. El P en el suelo se encuentra principalmente como P residual, P inorgánico asociado al calcio y compuestos orgánicos estables (Ciampitti *et al.* 2011). La topografía incluye sierras (alrededor del 10% de la superficie), y zonas con pendientes entre 3 y 10%, cuya limitante principal es la susceptibilidad a la erosión hídrica y la secundaria, es la profundidad efectiva por la presencia de tosca y/o rocas. El resto del área está ocupada por suelos con menores pendientes (1-3%), cuyo uso principal es la agricultura. El clima de la región es mesotermal, húmedo-subhúmedo (temperatura media anual: 13.8°C, mediana anual de precipitación: 950.2 mm; período 1976-2006).

En los campos seleccionados se identificaron diferentes usos de la tierra (Tabla 1): pastizal nativo (PN), empleado como referencia para la construcción del gradiente ambiental; sistemas forestales (FO) y suelo bajo manejo agrícola (A). En el Sitio 1, el FO estuvo integrado por dos montes con especies perennes, uno con *Eucalyptus globulus* (FO-E) implantado hace 14 años y otro con *Acacia melanoxylon* (FO-A) de más de 70 años. El manejo agrícola incluyó lotes con diferente proporción de tiempo bajo manejo agrícola entre 1997 y 2010. En el Sitio 2 el FO estuvo constituido por montes de *Eucalyptus globulus* (FO-E) y *Pinus radiata* (FO-P) de 22 años de antigüedad y rotaciones agrícolas (A100). Adicionalmente, en el Sitio 2, se evaluaron franjas de 10 m de ancho en las que se cortaron los árboles del FO en el 2010 y se permitió el crecimiento de especies nativas (pastizal secundario; PS).

Tabla 1. Historia de manejo agrícola de los Sitios evaluados

Sitio	Lote	Historia de manejo agrícola
1	A15	15% agricultura (2 últimos años con rotación cebada soja) - 85% pastura (11 años)
	A60CC	60% agricultura por ciclos cortos - 40% pastura
	A80	80% agricultura (10 años) - 20% pastura (3 últimos años)
	A60CL	60% agricultura por ciclos largos (8 años con rotación avena-soja en el último año)- 40% pastura (5 años)
	A100	100% agricultura (rotación trigo-soja en el último año)
	FO-A	monte de Acacia
	FO-E	monte de Eucalipto
	PN	pastizal nativo
2	A100	agricultura (20 años) bajo siembra directa
	FO-E	monte de Eucalipto
	FO-P	monte de pinos (13 años)
	PS	pastizal secundario (2 años)
	PN	pastizal nativo

Se recolectaron muestras de suelo en octubre de 2010 y mayo de 2013 (Sitio 1 y 2, respectivamente), tomando para cada lote ubicado dentro de los sitios 1 y 2, tres muestras compuestas constituidas cada una por 20 submuestras a dos profundidades: 0-5 y 5-20. Para la toma de las muestras se recorrió el terreno en zig-zag tomando submuestras cada 10 m. La profundidad de muestreo fue seleccionada teniendo en cuenta la estratificación de P provocada por la siembra directa (Calviño *et al.*, 2000). En FO-P, para la profundidad de 5-20 cm, no se pudieron tomar muestras debido a la presencia de rocas muy cercana a la superficie. Las muestras se secaron al aire, molieron, tamizaron por malla de 2 mm y se guardaron en lugar fresco y seco hasta realizar las determinaciones analíticas. Se determinó pH (Dewis & Freitas, 1970); COT por el método de Walkley-Black (Nelson & Sommers, 1982); P-Bray1 según (Bray & Kurtz, 1945), P-CaCl₂ 0.01 M según (Kovar, 2009) y P₇₅ sorbido e ISP según protocolo modificado de Bache & Williams (1971). Se calculó el ISP mediante la siguiente ecuación:

$$ISP(\text{mg P kg}^{-1}) = \frac{x}{\log[P]_f} \quad (1)$$

Donde $x = P$ sorbido en fase sólida (mg P kg⁻¹); $[P]_f$ = concentración de P en la solución del suelo, luego de 20 h de equilibrio (mg P L⁻¹).

Se estimó el GSP (Ige *et al.* 2005; Ecuaciones 2 y 3):

$$GSP_{P_{75}}(\%) = \frac{P - Bray1}{P_{75}} \times 100 \quad (2)$$

$$GSP_{ISP}(\%) = \frac{P - Bray1}{ISP} \times 100 \quad (3)$$

Donde P-Bray1 = P extractable Bray1 (mg P kg⁻¹); P₇₅ = P sorbido (mg P kg⁻¹) al agregar una solución de 75 mg P L⁻¹; e ISP = índice de sorción de P (mg P kg⁻¹).

Los análisis de laboratorio se realizaron por duplicado para cada muestra compuesta. Los resultados fueron analizados mediante un ANOVA con un diseño completamente aleatorizado, tomando como factores de variación el sitio, el sistema de manejo y la profundidad del suelo, empleando el programa estadístico R Versión 3.0.0 (2013). En caso de corresponder, se utilizó el test de Tukey para la comparación de medias entre tratamientos. Se comprobaron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas. La correlación entre las técnicas se evaluó utilizando modelos de regresión ($\alpha = 0.05$). El efecto del uso del suelo sobre las rectas de regresión se analizó mediante pruebas de paralelismo y coincidencia ($\alpha = 0.05$).

Resultados y discusión

En la Tabla 2, se muestran características edáficas de cada Sitio y uso de suelo. El pH en el estrato superficial (0-5 cm) ligeramente ácido, sin diferencias entre superficie y profundidad ($P > 0.1$) en ambos sitios. Algunos usos del suelo (FO-P y PS, Sitio 2) redujeron el pH respecto de la situación original (PN, Sitio 2), en 0,8 unidades de pH como máximo. El efecto de acidificación de las forestaciones se ha reportado a nivel mundial, con disminuciones entre 0,5 y 1,6 unidades (Jackson *et al.*, 2005). A pesar de que el pH de PS fue significativamente menor que PN (Sitio 2), la eliminación de los pinos en esa zona provocó un aumento significativo de 0,8 unidades con respecto al FO-P, lo cual indica que la acidificación está directamente asociada a la composición química del mantillo de pinos (Schlatter & Otero, 1995) y que, al eliminarse los árboles el suelo rápidamente comienza a recuperar su pH original (PN, Sitio 2).

En el sitio 1, el sistema FO-A, que tuvo presencia temporal de animales en pastoreo, presentó un contenido de COT muy superior al resto de los usos. El COT subsuperficial fue menor que

Tabla 2. Valores de pH, carbono orgánico total (COT) en Sitios con diferentes usos del suelo

Sitio	Suelo	pH		COT (g C kg ⁻¹)	
		0 - 5 cm	5 - 20 cm	0 - 5 cm	5 - 20 cm
1	A15	6,0a	6,1ab	31,4c	34,3b
	A60 _{cc}	6,3a	6,2ab	39,2bc	30,6b
	A80	6,1a	5,9ab	39,0bc	30,1b
	A60 _{cl}	6,4a	6,5a	37,5c	31,5b
	A100	5,9a	5,9ab	39,1bc	29,6b
	FO-A	5,8a	5,8ab	85,2a	61a
	FO-E	5,8a	5,7b	41,1bc	29,9b
	PN	6,0a	6,2ab	53,1b	33,8b
	A100	5,6ab	5,7a	49,8b	35,5b
2	FO-E	S/D	S/D	S/D	S/D
	FO-P	5,0c	S/D	86,4ab	S/D
	PS	5,5b	5,7a	86,7ab	68,1a
	PN	5,9a	6,1a	92,2a	48,7b

en superficie ($P < 0.05$). En general, se observaron mayores valores de COT en el Sitio 2 con respecto al Sitio 1. El elevado contenido de COT en los ecosistemas forestales en relación a los PN (Sitio 1, Tabla 2) sería consecuencia de la gran cantidad de residuos aportados por los árboles, y a su mayor relación C: N (Schlatter & Otero, 1995). Además, la acidez de FO favorecería la acumulación de C en el suelo (Shunbao *et al.*, 2012).

Disponibilidad de P en los suelos evaluados

Los valores de P-Bray1 y P-CaCl₂ incluyeron un amplio rango de concentraciones (Figura 1). En la profundidad de 0-5 cm, el menor valor de P-Bray1 se registró en FO-E (Sitio 1) y PN (Sitio 2) y el mayor valor se determinó en los suelos con elevado uso agrícola en ambos sitios (Figura 1.A y 1.B). El contenido de P-CaCl₂ en superficie varió con el uso del suelo (Figura 1.C y 1.D). En ambos sitios, el PN fue el sistema que presentó mayor P-CaCl₂ y FO-E el más bajo (Figura 1.C). En la profundidad de 5-20 cm, no se determinaron diferencias entre sistemas de manejo ($P > 0.05$), posiblemente debido a la menor capacidad de

extracción de P del CaCl₂ comparado con Bray1 (Figuras 1.C y 1.D). A pesar de las diferencias en el contenido de P-Bray1 y de P-CaCl₂ observadas con los distintos usos del suelo, ambas técnicas estuvieron relacionadas (Figura 2). Dicha asociación varió con el uso del suelo, siendo mucho más estrecha cuando se consideran suelos bajo uso agrícola ($R^2 = 0.89$). La pendiente de la regresión que considera en conjunto a los suelos PN+PS+FO, prácticamente triplicó a la observada en agricultura ($P < 0.001$).

Un factor que afecta la disponibilidad de P en el suelo, es el contenido de materia orgánica, ya que los aniones orgánicos compiten con el P en los sitios de sorción y forman quelatos con el Fe y Al, ocasionando una menor retención de P y aumento de disponibilidad. Sin embargo, a la profundidad de 0 a 5 cm, el mayor valor de P-Bray1 se registró en lotes con elevado uso agrícola (Figuras 1.A y 1.B). Esto sugiere que el aumento del P disponible asociado al mayor contenido de materia orgánica es mucho menor a la aportada por la fertilización fosfatada. El bajo contenido de P-Bray1 observado en los sistemas forestales respecto de los agrícolas (Figura 1), posiblemente se deba a la extracción realizada durante años y a la poca reposición de nutrientes de los residuos orgánicos en especies de hojas perennes y a la baja concentración de P en dichos residuos. La mayor disponibilidad de P en PN (Sitio 1) respecto a PN (Sitio 2), puede deberse a que en la primera se producía un ingreso eventual de animales; y las heces y orina tienen mayor contenido de P que el material vegetal en descomposición (Xu & Hirata, 2005), mientras que en PN (Sitio 2), el pastizal se conservó en condiciones prístinas.

Al comparar el contenido de P-Bray1 superficial con el subsuperficial, la disminución en disponibilidad con la profundidad fue menos drástica en FO que en los suelos agrícolas (Figura 1), asociado a la estratificación que se produce en los sistemas agrícolas bajo siembra directa.

El PS presentó una disponibilidad de P similar al PN y el FO-E a nivel superficial pero disminuyó sólo un 14% en el nivel subsuperficial (Figura 1.B y 1.D). Esto sugiere que la realización de las franjas no habría perjudicado la calidad del suelo en términos de disponibilidad de P respecto al FO-E, al menos luego de 3 años de producido el desmonte.

El P-CaCl₂ es reconocido como un índice ambiental y su contenido en los 0-5 cm varió con el uso del suelo (Figura 1C y 1D). De acuerdo a los resultados obtenidos, donde se observa que PN presentó el mayor valor de P-CaCl₂ y FO-E el más bajo en ambos sitios, los sistemas FO y PS no sólo podrían favorecer la disponibilidad de P (Figura 1A y 1B) respecto del PN, sino también

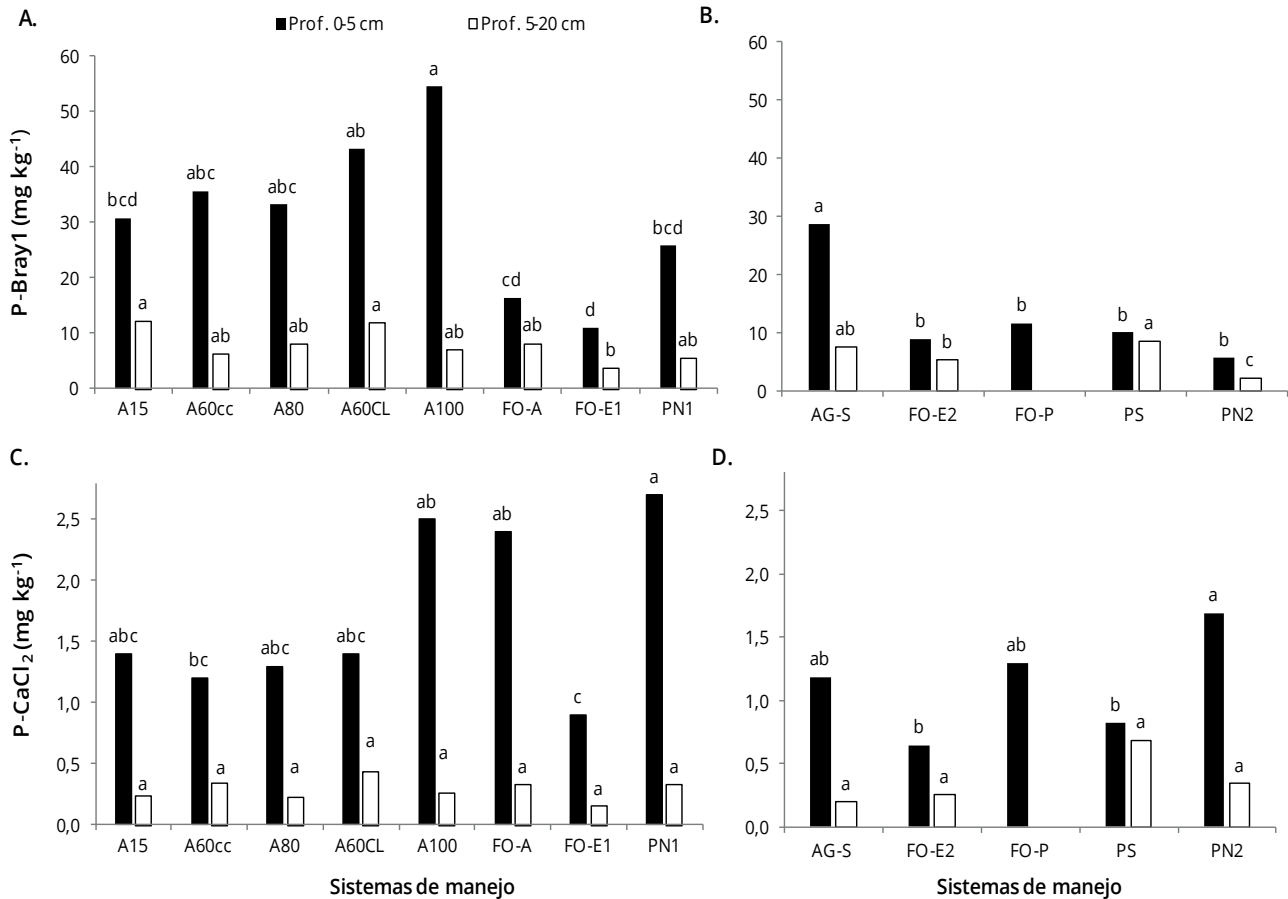


Figura 1. Contenido de P extractable Bray1 (A y B) y CaCl_2 0,01 M (C y D) a las profundidades 0-5 y 5-20 cm en suelos con diferentes usos: A y C: Sitio 1. B y D: Sitio 2. Letras diferentes (a, b, c, d) dentro de cada sitio y profundidad indican diferencias significativas entre usos del suelo ($P < 0.05$ Tukey).

estarían asociados a menores pérdidas de P por escurrimiento superficial mientras que en los sistemas agrícolas existiría una tendencia a mayor riesgo de pérdidas de P.

La correlación entre las técnicas P-Bray1 y P- CaCl_2 en suelos bajo uso agrícola (Figura 2) presenta valores similares a los obtenidos por Pose *et al.* (2012), ($r=0.87$; pendiente=0.04) en cultivos de papa. La pendiente de la regresión para PN+PS+FO prácticamente triplicó a la observada en agricultura, lo que estaría en concordancia con lo afirmado por Sharpley (2010), que en pastizales, bosques o áreas no cultivadas, hasta 80% del P transportado es P disuelto (asociado a P- CaCl_2).

Retención de P en el suelo

La estimación de los índices de sorción (P_{75} e ISP) incluyó un amplio rango de valores (Figura 3). Al analizar la profundidad de 0-5 cm, se obtuvieron valores de P_{75} entre 283.7 y 624.7 mg kg^{-1} (Figura 3A y 3B). En el Sitio 1, los sistemas que presentaron la mayor retención de P, fueron FO y los sistemas con escasa explotación agri-

cola diferenciándose de los sistemas con mayor actividad agrícola y del PN. Por otra parte, en el Sitio 2 la mayor retención de P estuvo dada por el PN, el PS y el FO-E, diferenciándose de A100. En ambos sitios se observaron valores hasta 1.3 veces superiores a nivel subsuperficial respecto al superficial.

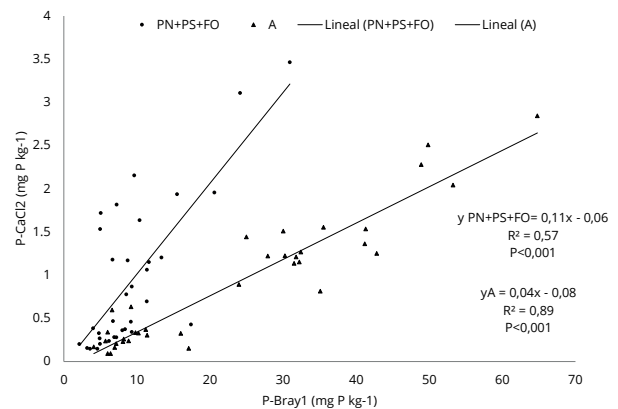


Figura 2. Relación entre P- CaCl_2 y P-Bray1 en sistemas agrícolas (A), Forestales (FO), Pastizales nativos (PN) y secundarios (PS).

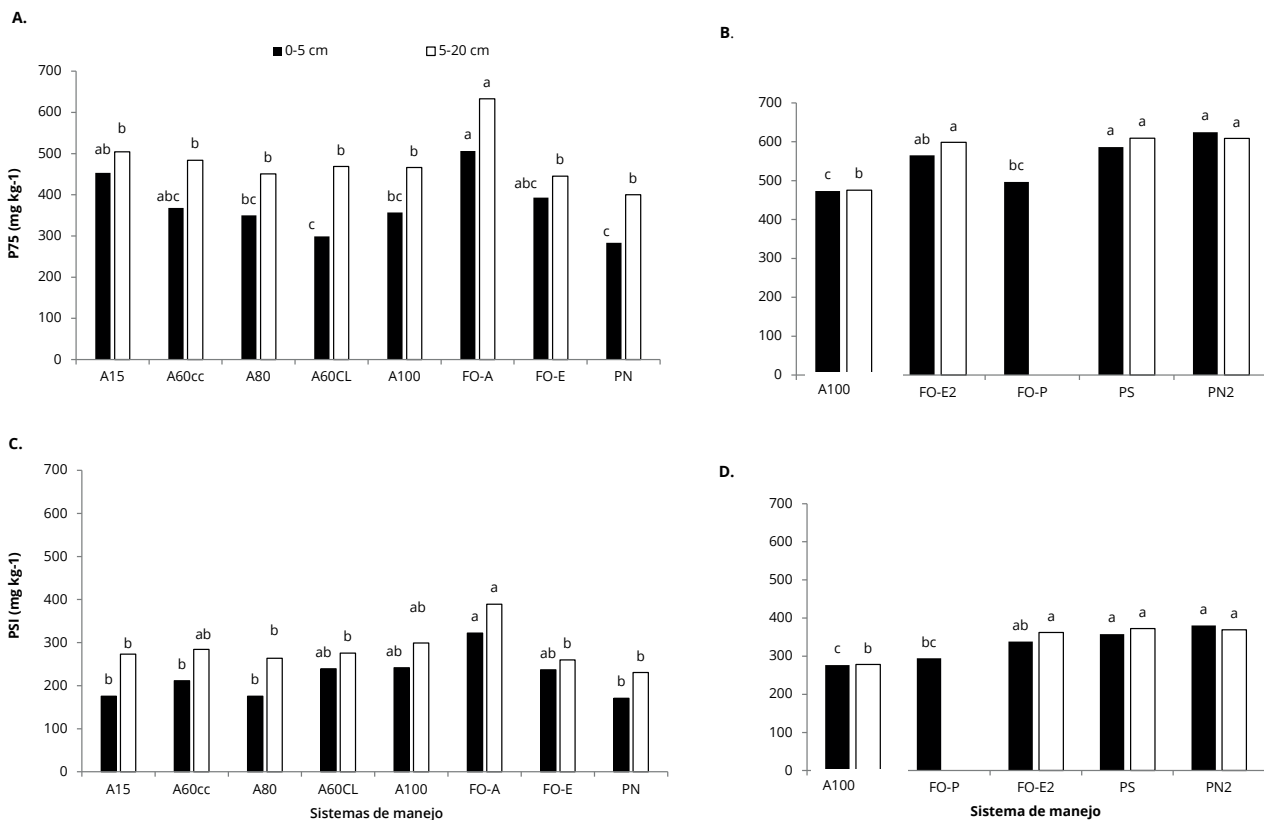


Figura 3. Estimaciones de capacidad de retención de P a partir de P₇₅ (A y B) e ISP (C y D) a las profundidades 0-5 y 5-20 cm en suelos con diferentes usos: A y C: Sitio 1. B y D: Sitio 2.

Letras diferentes (a, b, c, d) dentro de cada sitio y profundidad indican diferencias significativas entre sistemas de manejo (P<0.05 Tukey).

Con respecto al ISP, en los 0-5 cm, se determinaron diferencias asociadas al uso del suelo (Figuras 3C y 3D). En el Sitio 1, el PN presentó el menor valor y el FO-A el mayor, mientras que en el Sitio 2, el menor valor se registró en A100 y el mayor en PN (Figura 3C). En los 5-20 cm de profundidad también se determinaron diferencias asociadas al uso del suelo (P>0.05). En el Sitio 1, el FO-A presentó el valor de retención de P mayor; y en el Sitio 2, A100 fue el sistema con menor capacidad de retención de P (Figuras 3C y 3D), en concordancia con lo mencionado anteriormente para la franja superficial. La fertilización fosfatada por largo tiempo, característica de los suelos agrícolas, incrementa el P-Bray1 y la saturación de los sitios de retención de P, reduciendo la capacidad de fijación de P del suelo (Allen & Mallarino, 2006). Sumado al efecto de la fertilización, el sistema de siembra directa, al no producir una inversión y mezcla del horizonte superficial, origina una estratificación del P y del COT en los primeros centímetros del suelo. (Calviño *et al.*, 2000). Existen evidencias de competencia entre COT y P por los sitios de sorción (Daly *et al.*, 2001). El COT en el estrato superficial fue siempre mayor que en el subsuperficial (Tabla 2) lo que explicaría la menor capacidad de retención a nivel superficial.

La retención de P estimada con P₇₅ e ISP estuvieron altamente correlacionadas (Figura 4). Para valores bajos a medios de P₇₅ e ISP, se observaron las mayores desviaciones, correspondiendo en su mayoría a muestras de suelo con uso agrícola.

Dado que los diferentes usos de suelo modificarían la concentración de P en el equilibrio causando la diferencia entre ambos índices de sorción de P, no sería válido utilizar indistinta-

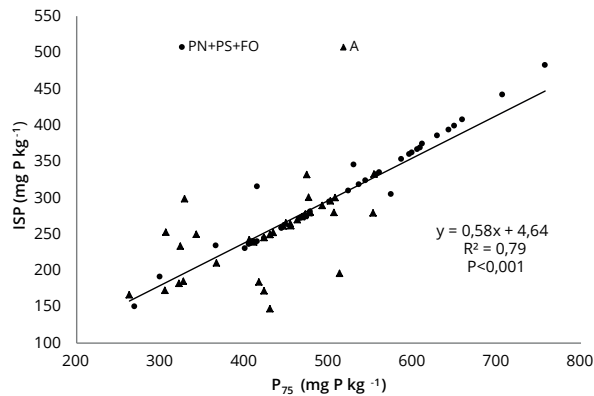


Figura 4. Relación entre ISP y P₇₅ en Pastizales nativos, secundarios, Sistemas Forestales (PN+PS+FO) y Sistemas Agrícolas (A).

mente estos parámetros ya que no se cumpliría con el principio de comparar sorción a la misma concentración de equilibrio.

Grado de saturación de P

La estimación del GSP evaluado con P_{75} e ISP se realizó en un amplio rango de valores (0.98-22.7% y 0.35-4.5%, para muestras superficiales y subsuperficiales; datos no mostrados). El rango de valores de GSP_{ISP} estimados (Figura 5), se encuentra dentro del reportado por Amarawansha e Indraratne (2010), en suelos con cultivos intensivos. Ige *et al.* (2005) establecen un rango de valores de GSP de 20-30% a partir del cual existe riesgo ambiental de pérdida de P cuando se utiliza para su cálculo el P_{75} y distintos extractantes de P. En general, los valores de GSP _{P_{75}} obtenidos no superan estos límites (Figura 5).

Las correlaciones estimadas entre GSP _{P_{75}} y P-CaCl₂ o GSP_{ISP} y P-CaCl₂ mostraron diferencias entre sistemas de manejo, principalmente al comparar suelos agrícolas con el resto, dado que los primeros presentaron las correlaciones más estrechas ($R^2 = 0.82$ y 0.83 para GSP _{P_{75}} y GSP_{ISP}, respectivamente). En concordancia con este resultado, Regan *et al.* (2014), han mostrado que aplicaciones a largo plazo de P aumentan la saturación de P en el suelo. Aun así, los valores de GSP calculados para estos sistemas son muy bajos y no generarían riesgo de pérdidas de P por escurrimiento superficial.

Conclusiones

Las diferentes técnicas de determinación de P (P-Bray1 y P-CaCl₂) y de retención de P (P_{75} e ISP) pusieron de manifiesto diferencias en el uso del suelo. Los sistemas agrícolas incrementan la disponibilidad de P (P-Bray1), disminuyen la capacidad de retención de P (P_{75} e ISP) y generan

un mayor riesgo de pérdidas de P (P-CaCl₂) en los suelos estudiados. El sistema FO-E y el PS se presentan como usos de suelo con mejor disponibilidad de P, mayor capacidad de retención de P y menor riesgo de pérdidas por escurrimiento.

La relación entre P-Bray1 y P-CaCl₂ fue estrecha y diferenciada para suelos con uso agrícola respecto de otros usos. Por lo tanto, la estimación de un parámetro en función del otro, no debería realizarse de manera sistemática, sino teniendo en consideración el uso que se hace del suelo.

La relación entre los índices de sorción de P (P_{75} e ISP) fue estrecha y sin diferencias entre sistemas productivos. El GSP estimado a partir de ambos índices de sorción de P presenta relación estrecha y bien diferenciada con P-CaCl₂ para suelos con uso agrícola respecto de otros usos de la tierra (pastizales nativos, secundarios y sistemas forestales). En general, los valores de GSP fueron inferiores a los establecidos como riesgo de pérdidas de P por escurrimiento superficial.

Con base a los resultados obtenidos, sería importante profundizar en investigaciones que permitieran validar estas relaciones, para situaciones con diferentes usos de suelo y/o diferentes tipos de suelos.

Referencias

- Allen. B.L. & Mallarino. A.P. (2006). Relationships between extractable soil phosphorus and phosphorus saturation after long-term fertilizer or manure application. *Soil Sci Soc Am J*, 70(2), 454-463. doi: 10.2136/sssaj2005.0031.
- Amarawansha. E.A.G.S. & Indraratne. S.P. (2010). Degree of phosphorus saturation in intensively cultivated soils in Sri Lanka. Short communication. *Trop Agr*, 22 (1), 113-119. doi: 10.4038/tar.v22i1.2676.
- Andersson. H. Bergström. L. Djodjic. F. Ulén. B. & Kirchmann. H. (2013). Topsoil and subsoil properties influence phosphorus leaching from four

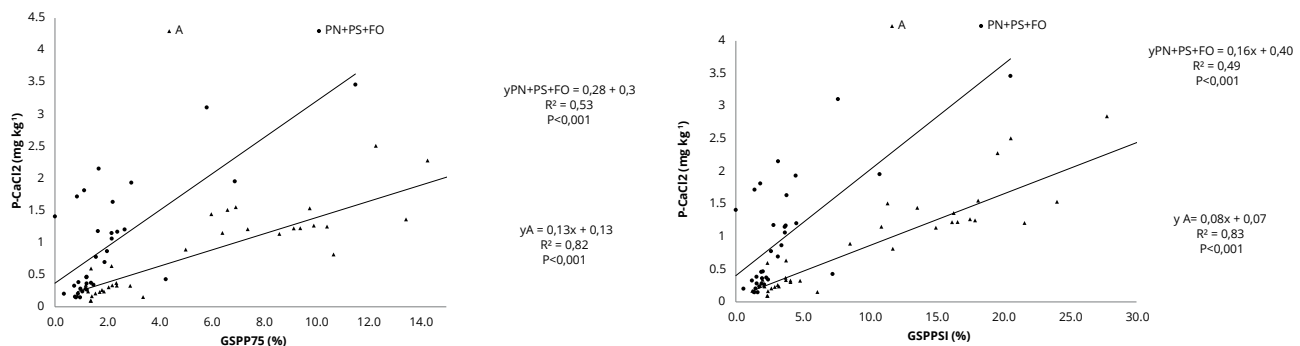


Figura 5. Relación entre GSP y P CaCl₂ en Pastizales nativos, secundarios y Sistemas Forestales (PN+PS+FO), (FO) y sistemas agrícolas (A) para los Sitios 1 y 2 a profundidades 0-5 y 5-20 cm.

- agricultural soils. *J Environ Qual*, 42(2), 455-463. doi: 10.2134/jeq2012.0224.
- Bache, B.W. y Williams, E.G. 1971. A phosphate sorption index for soils. *Journal of Soil Science* 22:289-301
- Bahamonde. H.A. Peri. P.L. Álvarez. R. & Barneix. A. (2012). Producción y calidad de gramíneas en un gradiente de calidades de sitio y coberturas en bosques de *Nothofagus antarctica* (G. Forster) Oerst. en Patagonia. *Ecol Austral*, 22(1), 62-73.
- Bray, R.H. y Kurtz, L.T. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Sci.* 59: 39 – 45.
- Calviño, P; Echeverría, H.E. y Redolatti M. 2000. Estratificación de fósforo en el suelo y diagnóstico de la fertilización fosfatada en trigo en siembra directa. XVII Congreso Argentino Ciencia del Suelo. Mar del Plata, Bs. As. Argentina. CD.
- Ciampitti. I.A. Picone. L.I. Rubio. G. Garcia. F.O. (2011). Pathways of phosphorous fraction dynamics in field crop rotations of the Pampas of Argentina. *Soil Sci Soc Am J*, 75, 918-926. doi:10.2136/sssaj2010.0361.
- Daly. K. Jeffrey. D. & Tunney. D.H. (2001). The effect of soil type on phosphorus sorption capacity and desorption dynamics in Irish grassland soils. *Soil Use Manage*, 17(1), 12-20. doi: 10.1111/j.1475-2743.2001.tb00003.x.
- Dewis, J. y Freitas, F. 1970. Métodos físicos y químicos de análisis de suelos y aguas. p. 36- 57. Boletín sobre Suelos N° 10. FAO, Roma, Italia.
- Gutierrez. Boem. F.H. Álvarez. K. Cabello. M.J. & Fernández. P.L. (2008). Phosphorus retention on surface of tilled and no-tilled soils. *Soil Sci Soc Am J*, 72, 1158-1162. doi:10.2136/sssaj2007.0189.
- Indeangelo. N. MG. Wilson. & H.A. Tasi. (2007). Indicadores de calidad para dos suelos con características vérticas de Entre Ríos (Argentina). *Cademos Lab. Xeolóxico de Laxe*, 32, 11-125.
- Ige. D.V. Akinremi. O.O. & Flaten. D.N. (2005). Environmental index for estimating the risk of phosphorus loss in calcareous soils of Manitoba. *J Environ Qual*, 34(6), 1944-1951. doi: 10.2134/jeq2004.0468.
- Jackson. R.B. Jobbagy. E.G. Avissar. R. Baidya. Roy. S. Barrett. D.J. Cook. C.W. Farley. K.A. Le Maitre. D.C. McCarl. B. A. & Murray. B.C. (2005). Trading Water for Carbon with Biological Carbon Sequestration. *Science*, 310(5756), 1944-1947. doi: 10.1126/science.1119282.
- Larson. W.E. & Pierce. F.J. (1994). The Dynamics of Soil Quality as a Measure of Sustainable Management. p. 37-51. In Doran. J.W. D.C. Coleman. D.F. Bezdicek. & B.A. Stewart. Defining and assessing Soil Quality for a Sustainable Environment. SSSA Special Publication 35. Soil Science Society of America and American Society of Agronomy. doi: 10.2136/sssaspecpub35.
- Nelson, D. y Sommers, L. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. *Methods of soil analysis. Part 2.* p. 539-577. Chemical and Microbiological Properties. In A.L. Page, R.H. Miller, and D.R. Keeney (eds.). Am. Soc. Agron., Madison, Wisconsin, USA
- Pose. N.N. Zamuner. E.E. & Echeverría. E. (2012). Grado de saturación y riesgo de pérdidas de fósforo en un molisol del sudeste bonaerense con papa. *Cienc suelo*, 30(1) ,1-8.
- R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. Versión 3.0.0. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available at <http://www.R-project.org/> (Accessed 03 April 2013)
- Regan. J.T. Fenton. O. Daly. K. Grant. J. Wall D.P. & Healy. M.G. (2014). Effects of overland flow on critical soil test phosphorus thresholds in tillage soils. *Water Air Soil Poll*, 225(8), 1-13. doi: 10.1007/s11270-014-2044-4.
- Rubio. G. Cabello. M.J. & Gutiérrez. Boem. F.H. (2008). Estimating available soil phosphorus increases after phosphorus addition in mollisols. *Soil Sci Soc Am J*, 72, 1721-1727. doi:10.2136/sssaj2007.0049.
- Sharpley, A.N. 2010. Manejo de fósforo en sistemas de producción agrícola ambientalmente sustentables: Desafíos y oportunidades. *Informaciones agronómicas del cono sur*. 46: 1-10
- Singer, M.J. y Ewing, S. 2000. Soil quality. In: Handbook of soil science. (Ed. M.E. Sumner). CRC Press. Boca Raton, Florida, USA. p. 271.
- Schlatter, J.E. y Otero, L. 1995. Efecto de *Pinus radiata* sobre las características químico-nutritivas del suelo mineral superficial. *Bosque* 16 (1):29-46.
- Shunbao. L. Chengrong. C. Xiaoqui. Z. Zhihong. X. Gary. B. Yichai. R. & Xiaomin. G. (2012). Responses of soil dissolved organic matter to long-term plantations of three coniferous tree species. *Geoderma*, 170, 136-143. doi:10.1016/j.geoderma.2011.11.023.
- USDA (United States Department of Agriculture - Soil Classification). (2006). Claves para la Taxonomía de Suelos. Soil Survey Staff Departamento de Agricultura de los Estados Unidos. Servicio de Conservación de Recursos Naturales. 10° Edición, 331 p.
- Xu. X. & Hirata. E. (2005). Decomposition patterns of leaf litter of seven common canopy species in a subtropical forest: N and P dynamics. *Plant Soil*, 273(1-2), 279-289. doi: 10.1007/s11104-004-8069-5.