

MANEJO DEL FÓSFORO EN SITIOS CONTRASTANTES DE LA REGIÓN MESOPOTÁMICA ARGENTINA BAJO USO FORESTAL

Ana María Lupi¹, Jorge Aparicio², Teresa Boca³, Diana Díaz⁴, María de los Ángeles García⁴, Luciana Ingaramo⁴, César Quintero⁵ y Graciela Boschetti⁵

Introducción

El fósforo (P) es uno de los elementos esenciales para el crecimiento de los cultivos y, en consecuencia, su manejo adecuado es fundamental para lograr sistemas de producción sustentables. Las principales vías de salidas de P de un sistema en producción son la continua extracción a partir de la cosecha junto con pérdidas de suelo por erosión (Díaz Zorita y Barraco, 2002, Martiarena et al., 2009). En sistemas forestales productivos, la pérdida de P depende de la longitud de la rotación (en rotaciones cortas la pérdida es mayor que en las largas), del destino de la producción (biomasa, madera de calidad), del sistema de cosecha empleado (extracción del fuste o del árbol completo) y del sistema de establecimiento que se aplique (quema, laboreo o ausencia de estos). Esto define la magnitud de los impactos sobre la capacidad productiva de los suelos.

La región mesopotámica argentina incluye las provincias de Entre Ríos, Corrientes y Misiones en el noreste del país. Los suelos mesopotámicos tienen contenidos de P total medios a bajos (Boschetti et al., 2003) y se conoce poco sobre el rol de las diferentes formas del P en la nutrición de los cultivos forestales. Los estudios realizados sobre estos suelos analizan el efecto de diferentes manejos sobre el P disponible siendo poco frecuentes las investigaciones sobre las formas del P, su biodisponibilidad y su dinámica como consecuencia de las prácticas aplicadas en el periodo inter-rotación.

Debido a los cambios ocurridos en los últimos años en relación al manejo forestal inter-rotación, este artículo tiene como objetivo difundir los resultados de cuatro ensayos que evalúan el efecto de diferentes sistemas de manejo de residuos de la cosecha de eucalipto (*Eucalyptus grandis*) y de pino (*Pinus elliotii*), sobre la dinámica del P. La importancia de abordar esta línea de trabajo en la Mesopotamia radica en que se trata de la principal región forestal del país y en la diversidad de suelos ocupados con bosque de especies de rápido crecimiento. Comprender las características particulares de la dinámica del P en cada suelo permitirá evaluar y optimizar la silvicultura inter-rotación en cada ambiente.

Materiales y métodos

Se trabajó con suelos de 4 sitios localizados en el noreste de Entre Ríos (S1 y S2) y sudoeste de Corrientes (S3 y S4), que se encuentran bajo uso forestal y han tenido uno o dos ciclos o rotaciones forestales previos. En la **Tabla 1** se presenta una síntesis de las características edáficas y climáticas de los sitios estudiados.

Diseño experimental y tratamientos

1. *Eucalyptus grandis* en el NE de Entre Ríos.

En S1 y S2 se aplicaron los siguientes tratamientos de manejo de residuos de la cosecha: 1) Extracción total de residuos (ER): luego de la cosecha, toda la biomasa remanente (mantillo, sotobosque, residuos de la cosecha) fue retirada de la parcela. 2) Conservación de residuos sin descortezado (CR): luego de la cosecha, sin descortezado a campo, toda la biomasa fue mantenida en la parcela. 3) Quema de residuos (QR): luego de la cosecha los residuos fueron quemados. 4) Conservación de residuos, doble adición (DA): luego de la cosecha toda la biomasa fue mantenida en la parcela y se adicionó el material extraído del tratamiento ER.

En S1, los tratamientos se aplicaron entre agosto y noviembre de 2005, mientras que en S2 se aplicaron entre noviembre y diciembre del mismo año. Los ensayos se dispusieron bajo un diseño completamente aleatorizado (DCA) con 4 repeticiones en S1 y 3 repeticiones en S2. Cada parcela experimental contó con una superficie de 1352 m². El suelo no recibió laboreo y la plantación de *Eucalyptus grandis* se realizó en forma manual, con pala.

A partir de un muestreo de los residuos realizado luego de la cosecha, se estimó la cantidad de P almacenada en los mismos. Se cuantificó la materia seca proveniente de la copa (ramas, hojas y frutos) y del mantillo y la cantidad promedio de P en residuos.

2. *Eucalyptus grandis* y *Pinus* en el SO de Corrientes.

En S3 y S4 se aplicaron los siguientes tratamientos de manejo de residuos de la cosecha: 1) Cosecha árbol completo (CAC): se extrajo el árbol entero del lote, en el sitio sólo permanece el mantillo. 2)

¹ Instituto de Suelos CIRN, INTA, Castelar, Buenos Aires. Correo electrónico: amlupi@cniia.inta.gov.ar

² EEA Bella Vista, INTA, Corrientes.

³ Instituto de Clima y Agua CIRN, INTA, Castelar, Buenos Aires.

⁴ EEA Concordia, INTA, Concordia, Entre Ríos.

⁵ Facultad de Ciencias Agrarias UNER, Oro Verde, Entre Ríos.

Conservación de residuos (CR): Todos los residuos de la cosecha permanecen esparcidos en la parcela.
 3) Quema de residuos (QR): Los residuos esparcidos sobre el suelo fueron quemados mediante un fuego controlado.

Los tratamientos se dispusieron con un diseño en bloques completos al azar (DBCA), en 5 repeticiones en S3 y 4 repeticiones S4. Cada unidad experimental contó con una superficie de 1680 m². En S3, los tratamientos se aplicaron entre septiembre y octubre de 2005, y la plantación con pino híbrido (*Pinus elliottii* x *Pinus caribea* var. *hondurensis*) se realizó en noviembre. En S4, la cosecha se realizó en el año 2006, la quema a fines de septiembre de 2007 y la plantación en octubre de 2007.

Fraccionamiento de P

De cada parcela se conformaron muestras compuestas de suelo (a partir de 30 submuestras) en las profundidades 0-5 cm y 5-10 cm. En éstas se determinaron las siguientes fracciones del P mediante el método de Hedley et al. (1982): 1) P muy lábil, compuesto por P inorgánico en la solución del suelo y P adsorbido muy débilmente sobre hidróxidos y/o carbonatos, que se encuentra disponible para la planta y microorganismos (P_{muy lábil}); 2) P

inorgánico lábil (P_{il}) es el P fácilmente disponible para la planta; 3) P orgánico lábil fácilmente mineralizable (P_{ol}); 4) P inorgánico moderadamente lábil (P_{iml}) unido a la superficie de las arcillas o de los óxidos e hidróxidos de Fe y Al, que es disponible para la planta y microorganismos en el mediano plazo; 5) P orgánico moderadamente lábil (P_{oml}), asociado a compuestos orgánicos tales como ácidos fúlvicos y húmicos; 6) P inorgánico relativamente insoluble ligado al calcio (Ca) y P ocluido en suelos meteorizados (P_{i Ca}), no disponible para las plantas y microorganismos en el corto y mediano plazo y no reactivo. 7) P residual, formas inorgánicas y orgánicas químicamente muy estables e insolubles (P_{i res}), no reactivo y no disponible para las plantas y microorganismos en el corto y mediano plazo; y 8) P total (P_t).

Resultados y discusión

Fracciones de P en los suelos de los cuatro sitios

La información obtenida sobre las fracciones del P en los 3 órdenes de suelo bajo uso forestal se enmarca dentro de lo expresado en otras investigaciones realizadas sobre estos suelos en la región (Zubillaga y Giuffré, 1999; Fernández López et al., 2002; Boschetti et al., 2003; Fernández López et al., 2006). En la **Figura 1** se observa que el P total (P_t) varió con el grado de

Tabla 1. Localización y características de los sitios donde se instalaron los experimentos.

	S1	S2	S3	S4
Localización	Concordia Entre Ríos	Concordia Entre Ríos	Bella Vista Corrientes	Bella Vista Corrientes
Clima	Templado húmedo		Cálido templado	
Temperatura media anual	18.5 °C		20 °C	
Precipitación anual-ETP anual	1275 mm - 1420 mm		1168 mm - 1330 mm	
Tipo de suelo	Peluderte argiacuólico Serie Yerua	Hapludol fluventico Serie Calabacilla	Psamacuent típico Serie Pampin	Udipsament ácuico Serie Bravo
Textura del horizonte A1	Franco limoso	Franco arcillo arenoso	Arenoso	Arenoso
Materia orgánica, %	3.17	2.03	0.80	0.89
pH agua	5.80	5.30	4.64	4.73
P-Bray, mg kg ⁻¹	1.81	3.23	5.09	5.59
Crecimientos promedio, m ³ ha ⁻¹ año ⁻¹	20-26	40-45	22-30	22-30
Uso previo	1 rotación de <i>E. grandis</i> con 2 ciclos de rebrotes	1 rotación de <i>E. grandis</i> con 2 ciclos de rebrotes	1 rotación de <i>Pinus elliottii</i> de 24 años	1 rotación de <i>E. grandis</i> con 1 ciclo de rebrotes
Período hasta el muestreo de suelos*	18 meses	22 meses	22 meses	10 meses

* Tiempo desde la quema hasta el muestreo de suelo.

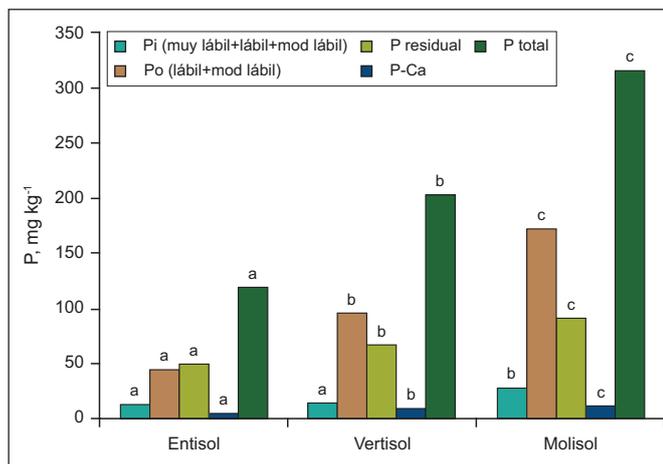


Figura 1. Concentración de P total, P orgánico, P inorgánico, P unido al Ca, P residual y P total, en la profundidad 0-10 cm, en tres suelos bajo uso forestal. Letras minúsculas distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre órdenes de suelo.

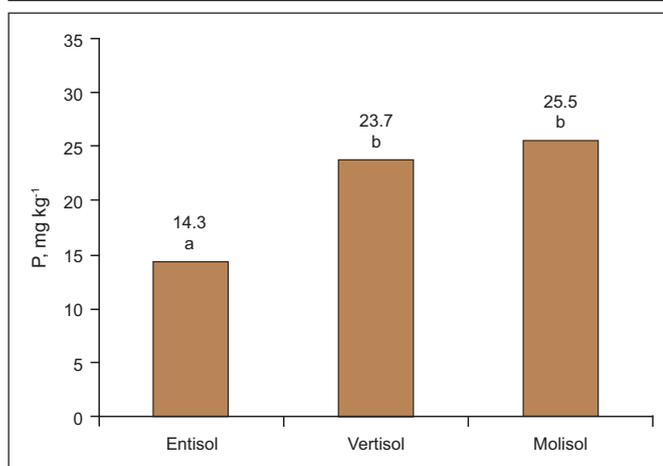


Figura 2. Fósforo disponible en tres suelos contrastantes bajo uso forestal. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre órdenes de suelo.

evolución de los suelos, desde un promedio de 118 mg P kg⁻¹ en el Entisol de Corrientes (S3 y S4) hasta 314 mg kg⁻¹ en Molisol de Entre Ríos (S2). El Vertisol (S1) ocupó una situación intermedia. Las diferencias entre los suelos reflejan el efecto de la génesis sobre la química del P y la fertilidad del suelo.

Las formas inorgánicas (P_{i muy lábil + lábil + mod lábil}) fueron menores que las formas orgánicas (P_{o lábil + mod lábil}) y las no reactivas (P_{i res + P_{i Ca}}). Proporcionalmente, el P_i fue menor en los suelos más evolucionados. Por otra parte, el P_o creció con el aumento de P_t. El valor más bajo se encontró en el Entisol (44.0 mg P kg⁻¹), con los menores niveles de materia orgánica (MO) y el valor más alto en el Molisol (171.4 mg P kg⁻¹), un suelo más rico en MO. Esta secuencia se debe a que durante la evolución de los suelos se incrementan las fracciones orgánicas debido al aporte de MO que realiza la vegetación en el horizonte superficial; efecto que se traduce en un incremento en el contenido de P_t (Cross y Schlesinger, 1995).

En todos los suelos predominó el P_o que actúa como

reserva (P_{oml}). Esta fracción ligada a la MO de mediana estabilidad se corresponde con estructuras orgánicas de mediana a alta complejidad que se encuentran estabilizadas (Tiessen et al., 1984). En general, cuanto mayores son los niveles de limo+arcilla, mayores pueden ser las reservas de P_o del suelo por la protección que genera la fracción mineral. En este sentido, las reservas de P se ordenaron de la siguiente forma: Entisol con 29.2 mg kg⁻¹, Vertisol con 75.3 mg kg⁻¹ y Molisol con 137.6 mg kg⁻¹.

El P_{oml} fue de dos (Entisol) a cuatro (Molisol) veces superior que el P_{ol} asociado a la MO, el cual se mineraliza en el corto plazo (ácidos fúlvicos o MO particulada). En el Entisol, el P_{ol} juega un rol importante en la nutrición ya que naturalmente contiene pocas reservas orgánicas.

En todos los suelos estudiados, el P disponible para las plantas (P_{muy lábil + lábil}) fue relativamente bajo (Figura 2) y representó menos del 15% del P_t. El valor hallado en el Entisol fue significativamente más bajo que el determinado en el Vertisol y el Molisol, sin embargo, no es un valor crítico limitante para el crecimiento del cultivo forestal.

Tal como lo plantean Tiessen et al. (1984), las correlaciones indican que, en el Molisol, la mayor parte del P disponible (P_{muy lábil + P_{il}}) proviene de las reservas inorgánicas (P_{iml}), que explican en un 74% y 87% de aquellas fracciones (Tabla 2). Paralelamente, un aumento en el P_{il} significó una reducción en la reserva orgánica (P_{oml}), lo cual indicaría que la mineralización de esta fracción abastecería también al P_{il}.

En el Vertisol, el P_{muy lábil} en solución y el P_{il} se asociaron con las reservas orgánicas e inorgánicas (P_{oml} y P_{iml}). El aporte de las formas orgánicas fue menor en relación a las formas inorgánicas. En el Entisol, las correlaciones fueron bajas pero significativas e indican que a medida que aumenta la reserva de P_o (P_{oml}) aumenta el P en solución, y a medida que aumenta el P_{il} disminuye su forma orgánica. En definitiva, las formas lábiles inorgánicas se explican a partir de las fracciones orgánicas poco transformadas reflejando la necesidad de un adecuado manejo de los aportes de MO fresca como fuente de P disponible.

La fracción unida al Ca (P_{i Ca}) tuvo menor representatividad que el P_{i-res} y evidenció la siguiente tendencia según orden de suelo: Molisol > Vertisol > Entisol. La mayor abundancia en el Molisol se debe a la estabilidad de las uniones P-Ca en estos suelos con un elevado porcentaje de saturación de bases (Tiessen et al., 1984). La fuerte correlación encontrada entre esta fracción y el P_{muy lábil + P_{il}} (r = 0.74), nos muestra que a pesar de su baja velocidad de reciclaje contribuye con el P disponible para las plantas.

Tabla 2. Coeficientes de correlación entre el P disponible y las fracciones orgánicas e inorgánicas lábil y moderadamente lábil.

Suelos	Fracciones de P					
	P _{muy lábil}			P _{il}		
	P _{ol}	P _{oml}	P _{iml}	P _{ol}	P _{oml}	P _{iml}
Vertisol	0.17	0.45 *	0.54 *	- 0.35 *	0.36 *	0.50 *
Molisol	- 0.26	- 0.27	0.74 *	- 0.35	- 0.61 *	0.87 *
Entisol	0.11	0.39 *	0.19	- 0.28 *	0.07	0.20

* Significativo a nivel de probabilidad $p \leq 0.05$.

Fracciones de P en diferentes sistemas de manejo de los residuos de la cosecha

En el corto plazo, la QR fue el único tratamiento que generó modificaciones en las fracciones de P, provocando un incremento del P_i y, en especial, del P disponible para las plantas (P_{muy lábil}, P_{il}). Los cambios ocurrieron básicamente en la profundidad 0-5 cm. En el Vertisol (S1), el P_{muy lábil} y el P_{il} en QR fueron 1.8 y 2.0 veces mayores a CR, respectivamente. Además, fracciones más estables como el P_{iml} y el P_{iCa} también aumentaron 1.4 y 1.6 veces, respectivamente, en relación al tratamiento CR. En el Entisol con residuos de *Pinus* (S3), el efecto de la quema se detectó sólo en la fracción lábil (P_{il}) y en la más resistente o no reactiva (P_{iCa}) con aumento de 2.1 y 1.3 veces respecto de CAC. El aumento de las diferentes fracciones inorgánicas en S1 y S3 expresa una redistribución del P que ingresó al suelo; comportamiento mencionado por Picone et al. (2007) y Boschetti et al. (2008) al evaluar el efecto de diferentes fertilizantes fosforados en Molisoles, Vertisoles e Inceptisoles. En el Entisol con *Eucalyptus* (S4), el incremento se encontró sólo en el P_{muy lábil} pero los efectos se vieron en ambas profundidades. La concentración de P disponible, suma de las fracciones del P en solución más el P fácilmente disponible (P_{muy lábil} + P_{il}), en QR fue 2.6 y 2.2 veces superior al tratamiento con residuos para las profundidades 0-5 y 5-10 cm, respectivamente. El aumento en subsuperficie puede asociarse a la translocación de las cenizas en los macroporos de la arenas, tal como lo indican Turrión et al. (2010).

A efectos de simplificar el análisis de las fracciones, en la **Figura 3** se presenta el comportamiento del P disponible para la profundidad 0-5 cm de cada tratamiento y tipo de suelo. Como se observa, no se advierten cambios entre tratamientos en los sitios muestreados a los 22 meses (S2 y S3) y esto puede relacionarse con diferentes procesos sucedidos en este tiempo: 1) el P disponible por la quema pudo ser absorbido por los vegetales (malezas y cultivo), 2) pudo suceder una redistribución del P hacia diferentes

fracciones, 3) ocurrió una re-adsorción a la fracción mineral, y/o 4) transformarse en P_o por procesos de inmovilización microbiana. Las diferencias significativas en S1 y S4, pueden asociarse al menor tiempo transcurrido desde la quema al muestreo y la mayor parte del P se localizaría aún en la solución del suelo.

El incremento en el P_i generado por QR produjo un aumento significativo en el P_i en el Entisol con *Pinus* (S3) donde se presentaron las mayores cantidades de P en residuos (25 kg P ha⁻¹) (**Figura 4**). En el Molisol (S2) no se detectaron cambios en las fracciones inorgánicas y en el P_i como consecuencia de la quema de los residuos.

Entre los factores que determinan las modificaciones de las fracciones del P debido a la quema se encuentran: la cantidad de material en combustión, la intensidad de la quema y el tiempo transcurrido desde su aplicación. Es importante destacar que a diferencia de las quemas

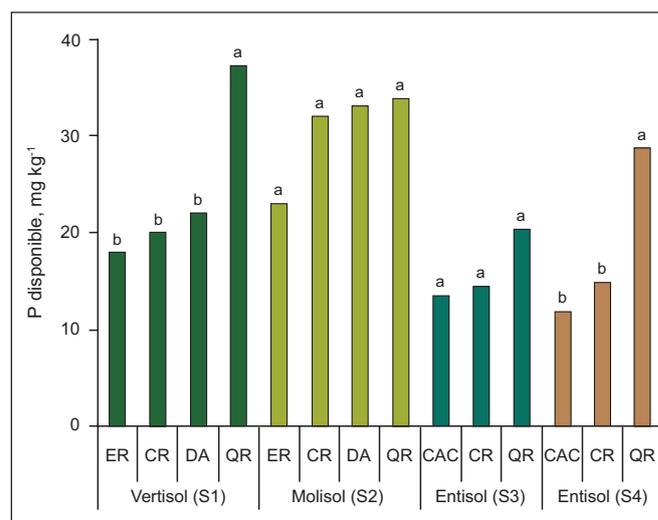


Figura 3. Fósforo disponible (P_{muy lábil} + P_{il}) en la profundidad 0-5 cm, bajo diferentes sistemas de manejo de residuos aplicados en diferentes sitios. ER: Extracción de residuos. CR: Conservación de residuos. QR: Quema de residuos. DA: Doble adición de residuos. CAC: Cosecha del árbol completo. Letras minúsculas distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos dentro de cada orden de suelo (p < 0.05).

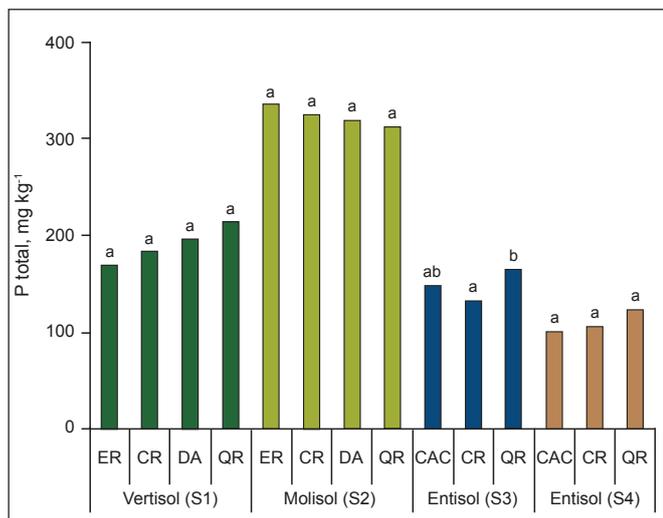


Figura 4. Fósforo total (P_t) en la profundidad 0-5 cm de diferentes sistemas de manejo de residuos, según sitios. ER: Extracción de residuos. CR: Conservación de residuos. QR: Quema de residuos. DA: Doble adición de residuos. CAC: Cosecha del árbol completo. Letras minúsculas distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos dentro de cada orden de suelo (p < 0.05).

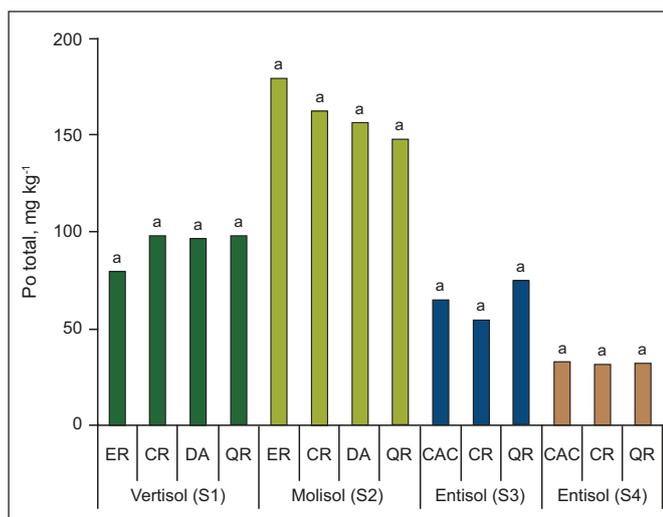


Figura 5. Fósforo orgánico total (P_ol + ml) en la profundidad 0-5 cm de diferentes sistemas de manejo de residuos forestales aplicados en diferentes suelos. ER: Extracción de residuos. CR: Conservación de residuos. QR: Quema de residuos. DA: Doble adición de residuos. CAC: Cosecha del árbol completo. Letras minúsculas distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos dentro de cada orden de suelo (p < 0.05).

intensas (> 500 °C), las quemaduras leves-moderadas tienen un efecto temporal dado que los cambios que se generan no son profundos y, en consecuencia, el sistema conserva resiliencia. La factibilidad de detectar los cambios en las fracciones del P disminuye con el tiempo. En esta experiencia, la temperatura de la quema debió superar los 120 °C, de lo contrario el P disponible no debió verse afectado (Serrasolas et al., 2008). Según se indica, entre 170 °C y 300 °C, el P_o del suelo comienza su mineralización térmica con algunos

cambios en la MO (Giovannini et al., 1990; Neary et al., 2005), llegando a su máxima combustión a partir de los 500 °C donde se consigue la liberación del P y la combustión completa de la MO con la volatilización de los fosfatos (Raison et al., 1985; Giardina et al., 2000 a, b; Hepper et al., 2008).

La ausencia de modificaciones en las fracciones orgánicas (**Figura 5**) nos permite inferir que el incremento en el P disponible es una consecuencia de las cenizas que ingresaron al suelo luego de la combustión de los residuos y de la muerte de microorganismos por efecto del calentamiento (Raison et al., 1985; Romayá et al., 1994; Giardina y Rhoades, 2001; Kolawole et al., 2004 y Serrasolas et al., 2008).

De haber ocurrido mineralización del P_o del suelo, ésta hubiera tenido lugar a temperaturas del orden de los 170 °C a 200 °C. A partir de ello, se puede descartar un impacto significativo de la quema sobre la fracción orgánica y mineral del suelo, tal como se observa en las determinaciones de carbono orgánico total (COT) realizadas en el Vertisol y en el Molisol (**Figura 6**). En forma adicional, ya que la volatilización del P no ocurre a temperaturas menores a 700 °C, la mayor parte de este elemento P quedó retenido en el suelo (Gray y Dighton, 2006; Serrasolas et al., 2008). Así, las posibles vías de salida podrían haber sido erosión, por humos y transporte aéreo de partículas (Neary et al., 2005).

La conservación de residuos o su eliminación no produjo modificaciones significativas en las fracciones del P_o, lo cual es concordante también con la ausencia de modificaciones en los niveles de COT presentados en la **Figura 6** para S1 y S2. Este comportamiento puede explicarse a partir del escaso tiempo transcurrido desde el inicio del experimento en combinación con otros factores como la baja calidad de los residuos forestales (elevadas relaciones C/N, presencia de taninos, resinas, etc.). En los tratamientos sin residuos (ER o CAC) de S1 y S2, la MO se encuentra protegida de ataque de los microorganismos debido a la ausencia de disturbios como el laboreo. Adicionalmente, la humificación del C aportado por las raíces del cultivo previo y de las malezas podrían compensar las pérdidas ocurridas en la fracción orgánica siendo el balance insuficiente para detectar cambios.

En el tratamiento CR es esperable que las reservas de P del suelo incrementen con el tiempo ya que restan descomponer residuos leñosos. En ER y CAC, las pérdidas de P ocurridas en la cosecha se acentúan por la exportación de los residuos. La extracción de residuos cuantificada en nuestros sitios genera una salida adicional del sistema que puede ser de 13 a 25 kg P ha⁻¹. En S1, la cantidad promedio de P en los residuos de la cosecha de *E. grandis* fue de 13.5 kg ha⁻¹ en CR, QR y ER, y 18.6 kg ha⁻¹ en DA. En S2, la cantidad de P en residuos fue de 14.4

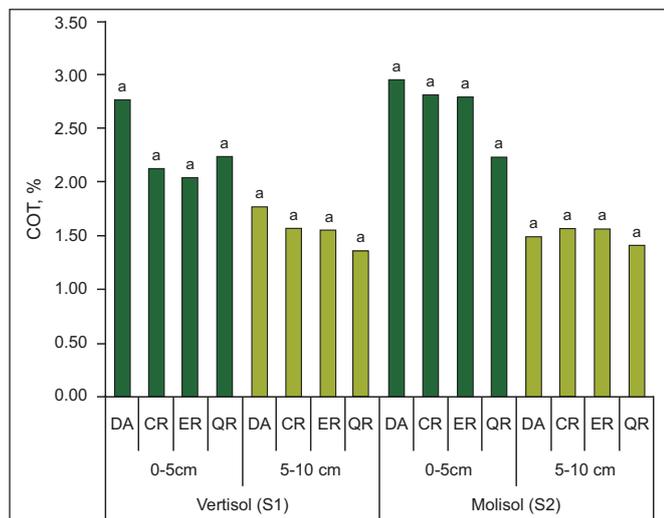


Figura 6. Carbono orgánico total (COT, %) para los distintos tratamientos en un Vertisol y un Molisol bajo uso forestal. S1: Vertisol, S2: Molisol. ER: Extracción de residuos. CR: Conservación de residuos. QR: Quema de residuos. DA: Doble adición de residuos. Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos en una misma profundidad y sitio ($P < 0.05$).

kg ha⁻¹ en CR, QR y ER; y de 20.4 kg ha⁻¹ en DA. En S3, los residuos de *Pinus elliottii* presentaron 25 kg P ha⁻¹ en CR y QR. No se cuantificó la cantidad de P en los residuos en S4. Estos valores serían equivalentes a extracciones por cosecha: a modo orientativo, en plantaciones adultas de *Pinus spp*, Goya et al. (2003) y Martiarena (2008) informan que en la madera se exportan entre 13 y 29 kg P ha⁻¹ (según la intensidad de raleo y para la cosecha del fuste comercial). Para *Eucalyptus*, estos valores son de 24.8 y 34.6 kg ha⁻¹ en plantaciones de 8 y 11 años, respectivamente (Goya et al., 2009).

Conclusiones

La gran extensión territorial que abarca la Mesopotamia Argentina va acompañada de una gran variabilidad de ambientes donde los suelos difieren en su formación y evolución, imprimiéndole en cada caso características particulares. Aplicar una silvicultura intensiva con un planteo sustentable implica conocer las potencialidades y las limitantes de cada ambiente y, a partir de esto, manejar cada uno de ellos en el marco de una silvicultura sitio-específica integrada con buenas prácticas.

Los contenidos de P total en los suelos estudiados son altamente contrastantes. Las concentraciones de P total en el Molisol prácticamente triplican lo observado en el Entisol (S3 y S4) y las diferencias prácticamente se cuadruplican cuando se considera la fracción orgánica del nutriente.

Los niveles de P disponible de estos suelos variaron desde 14 mg kg⁻¹ hasta 25 mg kg⁻¹ respectivamente. A pesar de las diferencias, estos sitios pueden ser calificados de buena calidad si se los compara con suelos forestales de otras regiones del mundo. Los

niveles de P disponible son suficientes para satisfacer las demandas anuales de los cultivos forestales, inclusive las de *Eucalyptus* que es más exigente en relación a *Pinus*. Las demandas anuales de P del suelo en los primeros años se encuentran entre 2-5 kg P ha⁻¹ año⁻¹. Las importantes tasas de crecimiento que se pueden obtener en estos suelos se correlacionan con la ausencia de deficiencias de P.

La extracción de P generada por la cosecha representa una salida neta del sistema. Las posibles pérdidas por manejos no adecuados a las características de los suelos (sistemas intensivos de alta densidad, quemadas moderadas a intensas, ciclos muy cortos) impactarán de manera diferencial cada sitio. Es esperable que las deficiencias se manifiesten de manera más acentuada y en forma más temprana en los Entisoles.

En el corto plazo, la conservación de residuos (CR) no generó cambios en las fracciones del P pero es esperable una ganancia en las reservas de este nutriente debido a la descomposición de los residuos (ramas y tocones presentes en el terreno al momento del muestreo). En este sentido, cabe destacar que tratamientos como CR y ER posiblemente requieran evaluaciones que involucren el ciclo forestal completo.

El cambio más destacado en el corto plazo fue debido a la acción del fuego. La quema de los residuos aumentó el P disponible sin modificar las fracciones orgánicas del suelo por calentamiento. El fuego resultó en una herramienta de transferencia instantánea de nutrientes de la biomasa al suelo.

Si bien no se rescatan impactos negativos directos por la quema y la extracción de residuos, se remarca que son prácticas no recomendadas por el potencial efecto negativo directo a largo plazo y el impacto negativo indirecto sobre la calidad y funcionamiento del suelo en general (desprotección de la superficie, riesgo de erosión, evaporación, compactación, etc.). Sin duda, los impactos serán más tempranos y mayores si estos tratamientos se aplican en suelos Entisoles.

Recomendaciones generales

Realizar un adecuado manejo del P en el sistema de producción significa aplicar una serie de prácticas que se traducen en la búsqueda de un sistema productivo sustentable. La aplicación de buenas prácticas orientadas a minimizar las pérdidas de P tiene impactos a diferentes escalas que van desde el lote hasta la cuenca.

En este sentido se recomienda:

- Evitar la exportación o eliminación de la biomasa en todos los sitios, pero de manera particular en:
 - ✓ Los suelos de escasa profundidad efectiva.
 - ✓ Los suelos con volúmenes restringidos de enraizamiento o con un alto porcentaje de fragmentos gruesos.

- ✓ Los suelos de textura gruesa y con bajas reservas de P.
- Reducir al mínimo la perturbación o laboreo del suelo.
- Evitar las prácticas que eliminan las capas orgánicas del suelo (fuego, exportación de mantillo y de biomasa como combustible) o que generen mezcla del horizonte orgánico con el suelo mineral.
- Maximizar la conservación de los nutrientes en el sitio:
 - ✓ Promoviendo la rápida ocupación del sitio con coberturas vivas.
 - ✓ Manteniendo los residuos muertos sobre el suelo.
 - ✓ Descortezando en el sitio.
 - ✓ Reponiendo el P exportado.
 - ✓ Manteniendo franjas de vegetación a lo largo de los cursos de agua.

Bibliografía

- Boschetti, N.G., C.E. Quintero, R.A. Benavides, y L. Giuffré. 2003. Cuantificación de las fracciones orgánicas e inorgánicas de fósforo en suelos de la mesopotamia Argentina. *Ciencia del Suelo* 21(1):1-8.
- Boschetti, N.G., C.E. Quintero, y L. Giuffré. 2008. Phosphorus fractions of soils under *Lotus corniculatus* as affected by different phosphorus fertilizers. *Biol Fertil Soil*. 45:379-384.
- Cross, A.F., y W.H. Schlesinger. 1995. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. *Geoderma* 64:197-214.
- Díaz-Zorita, M., y M. Barraco. 2002. ¿Cómo es el balance de P en los sistemas pastoriles de producción de carne en la región pampeana?. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur* 13:8-11.
- Fernández López, C., S. Vázquez, y H.C. Dalurzo. 2002. Formas de fósforo en suelos altamente meteorizados del sur de la provincia de Misiones. *Ci. Suelo (Argentina)* 20(2):81-87.
- Fernández López, C., R. Mendoza, y S. Vázquez. 2006. Fracciones de fósforo en suelos de Corrientes con producción citrícola, arrocería y pastoril (Nota Científica). *Ci. Suelo (Argentina)* 24(2):161-168.
- Giardina, C.P., R.L. Sanford, y I.C. Døckersmith. 2000a. Changes in soil phosphorus and nitrogen during slash and burn clearing of a dry tropical forest. *Soil Sci. Am J.* 64:399-405.
- Giardina, C.P., R.L. Sanford, I.C. Døckersmith, y V. Jaramillo. 2000b. The effects of slash burning on ecosystem nutrients during the land preparation phase of shifting cultivation. *Plant and Soil*. 220:247-260.
- Giardina, C., y C. Rhoades. 2001. Clear cutting and burning affect nitrogen supply, phosphorus fractions and seedling growth in soils from a Wyoming lodgepole pine forest. *Forest Ecology and Management* 140:19-28.
- Giovannini, G., S. Lucchesi, y M. Giachetti. 1999. Effects of heating on some chemical parameters related to soil fertility and plant growth. *Soil Sci.* 149(6):255-261.
- Goya, J.F., C. Pérez, J.L. Frangi, y R. Fernández. 2003. Impacto de la cosecha y destino de los residuos sobre la estabilidad del capital de nutrientes en plantaciones de *Pinus taeda* L. *Ecología Austral* 13:139-150.
- Goya, J.F., J.L. Frangi, G. Denegri, y F. Larroca. 2009. Simulación del impacto de diferentes regimenes de cosecha sobre el capital de nutrientes e indicadores económicos en plantaciones de *E. grandis* del NE de Entre Ríos, Argentina. *AUGMDomus* 1:1-17.
- Gray, D.M., y J. Dighton. 2006. Mineralization of forest litter nutrients by heat and combustion. *Soil Biol. Biochem.* 38:1469-1477.
- Hedley, M.J., J. Stewart y B. Chauhan. 1982. Changes in Inorganic and Organic Phosphorus Fractions Induced by Cultivation Practices and by Laboratory Incubations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46:970-97
- Hepper, E., A. Urioste, V. Belmonte, y D. Buschiazzo. 2008. Temperaturas de quema y propiedades físicas y químicas de suelos de la región semiárida pampeana central. *Ci. Suelo (Argentina)* 26(1):29-34.
- Kolwole, G.O., H. Tijani-Eniola, y G. Tian. 2004. Phosphorus fractions in fallow systems of West Africa: Effect of residue management. *Plant and Soil*. 263:113-120.
- Martiarena, R. 2008. Cuantificación y evaluación de la cantidad del P exportado en plantaciones de *Pinus taeda* conducido con diferentes intensidades de raleo y alternativas de sistemas de cosecha. Tesis de Maestría UNAM. 76 p.
- Martiarena, R., A. Von Wallis, y O. Knebel. 2009. Pérdida de nutrientes durante la cosecha y el establecimiento forestal, en un rodal de *Pinus taeda* en Misiones, Argentina. *Revista Forestal Venezolana*, 53(2):165-173.
- Neary, D.G., K.C. Ryan, y L.F. DeBano (eds.). 2005. (revised 2008). *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soils and water*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 4. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 250 p.
- Picone, L., I. Capozzi, E. Zamuner, E. Echeverría, y H. Sainz Rozas. 2007. Transformaciones de fósforo en un Molisol bajo sistemas de labranza contrastantes. *Ci. Suelo (Argentina)* 25(2):99-107.
- Raison, R.J., P.K. Khanna, y P.V. Woods. 1985. Mechanisms of element transfer to the atmosphere during vegetation fires. *Can J Forest Res.* 15:132-140.
- Romanya, J., P.K. Khanna, y R.J. Raison. 1994. Effects of flash burning on soil phosphorus fractions and sorption and desorption of phosphorus. *Forest Ecology and Management* 65:89-103.
- Serrasolas, I., J. Romayá, y P. Khanna. 2008. Effects of heating and autoclaving on sorption and desorption of phosphorus in some forest soil. *Biol Fertil Soil*. 44:1063-1072.
- Tiessen, H., J.W. Stewart, y C.V. Cole. 1984. Pathway of phosphorus transformation in soil of differing pedogenesis *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48:853-858.
- Turrión, M.B., F. Lafuente, M.J. Aroca, O. López, R. Mulas, y C. Ruipérez. 2010. Characterization of soil phosphorus in a fire-affected forest Cambisol by chemical extractions and ³¹P-NMR spectroscopy analysis. *Science of the Total Environment* 408:3342-3348.
- Zubillaga, M.S., y L. Giuffré. 1999. Soil phosphorus mobilization in different taxonomic orders. *Journal Plant Nutrition and Soil Science* 162(2):201-205. ○