



Terra Latinoamericana

ISSN: 2395-8030

Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo A.C.

Tinoco-Varela, Daniel; Bayuelo-Jiménez, Jeannette S.  
Formas y distribución de fósforo en un Andisol con sistemas  
contrastantes de uso del suelo del centro de México  
Terra Latinoamericana, vol. 39, e881, 2021, Enero-Diciembre  
Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo A.C.

DOI: <https://doi.org/10.28940/terra.v39i0.881>

Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57366066048>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org



Sistema de Información Científica Redalyc  
Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal  
Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso  
abierto

# Formas y distribución de fósforo en un Andisol con sistemas contrastantes de uso del suelo del centro de México

## Phosphorus forms and distribution in Andisol under contrasting land-use systems in central Mexico

Daniel Tinoco-Varela<sup>1</sup>  y Jeannette S. Bayuelo-Jiménez<sup>1‡</sup> 

<sup>1</sup> Instituto de Investigaciones Agropecuarias y Forestales, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Carretera Morelia-Zinapécuaro km 9.5, 58850 Tarímbaro, Michoacán, México.

<sup>‡</sup> Autora para correspondencia (bayuelo@umich.mx)

### RESUMEN

La conversión del bosque hacia sistemas agrícolas convencionales, afecta la distribución y disponibilidad de fósforo (P), particularmente en suelos deficientes de P. El objetivo fue evaluar el efecto del uso del suelo (bosque nativo y sistema agrícola de aguacate) en las formas, distribución y disponibilidad de P. Muestras de suelo (Andisol) se incluyeron de tres sitios cultivados con manejo convencional y de áreas colindantes de bosque de pino. Las formas de P inorgánico (Pi) y orgánico (Po) del suelo y el P microbiano se extrajeron secuencialmente después de un periodo de 7 y 28 días de incubación, respectivamente. El Pi representó del 66 al 78% del P total en el suelo cultivado. El Pi lo constituyó el P de fácil mineralización (Bic-Pi), moderadamente estable ( $\text{NaOH}_{0.1}$ -Pi) y relativamente insoluble (Residual-Pi). Sin embargo, la proporción de Po (29%) fue menor debido a la reducción de la materia orgánica. Por el contrario, en el suelo con uso forestal, más del 48% del P se extrajo en la biomasa microbiana, Bic-Po y  $\text{NaOH}$ -Po. La distribución de las formas de P se relacionó con el tipo de uso del suelo. En sistemas agrícolas convencionales aumentó la retención de P con óxidos de Fe y Al ( $\text{NaOH}_{0.1}$ -Pi y Residual-Pi) y disminuyó el P disponible (lábil). En comparación con el suelo cultivado, la mayor proporción de Po en el suelo de bosque correspondió con el mayor contenido de materia orgánica y P microbiano. Lo anterior destaca su potencial para mantener reservorios de P en suelos ácidos con limitada disponibilidad del

nutriente. La sostenibilidad de los sistemas agrícolas se puede acrecentar mediante la promoción de adecuadas prácticas de manejo que incrementen las reservas de Po y reduzcan las reacciones químicas que adsorben, ocuyen o precipitan el Pi aplicado al suelo.

**Palabras clave:** fraccionamiento de Hedley, materia orgánica, P microbiano, sistema de cultivo intensivo, sistema natural.

### SUMMARY

Conversion of forest to conventional farming systems may affect phosphorus (P) distributions and availability, particularly in P-limited soils. The objective of this study was to evaluate the effect of land use (native forest and avocado farming systems) on forms, distribution, and availability of P in soil. Soil samples (Andisol) from three sites cultivated with conventional farming and others from a contiguous native pine forest area were included. Soil Po and Pi fractions and microbial P were sequentially extracted after seven and 28-days (d) of incubation, respectively. In cultivated soil, total P was mostly represented by inorganic fractions (66 to 78%). Pi was mainly composed of easily mineralized P (Bic-Pi), moderately stable ( $\text{NaOH}_{0.1}$ -Pi) and relatively insoluble fractions (Residual-Pi). However, Po proportion (29%) decreased under cropped soil due to depletion of soil organic matter. In contrast, in native forest soils, more than 48% of P was extracted in microbial biomass,

#### Cita recomendada:

Tinoco-Varela, D. y Bayuelo-Jiménez, J. S. (2021). Formas y distribución de fósforo en un Andisol con sistemas contrastantes de uso del suelo del centro de México. *Terra Latinoamericana*, 39, 1-11. e881. <https://doi.org/10.28940/terra.v39i0.881>

Recibido: 14 de octubre de 2021. Aceptado: 13 de junio de 2021.  
Artículo. Volumen 39, julio de 2021.

Bic-Po, and  $\text{NaOH}_{0.1}$ -Po fractions. The distribution of soil P fractions was associated with soil use type. Conventional farming systems stimulated P retention in Fe-Al oxides ( $\text{NaOH}_{0.1}$ -Pi and Residual-Pi) and decreased P availability. Compared to cultivated soil, the higher organic P proportion under forest corresponded to higher organic matter (OM) and microbial P, which highlights the potential relevance of SOM and microbial P in sustaining P availability in P-limited acidic soils. Sustainability in cropped systems could be enhanced by promoting adequate management practices aimed at increasing soil organic P storage and reducing soil chemical reactions that absorb, occlude or precipitate applied inorganic P.

**Index words:** *Hedley fractionation, organic matter, microbial P, intensive cropping system, natural system.*

## INTRODUCCIÓN

El suelo es un recurso complejo que soporta diferentes funciones en sistemas naturales y agrícolas, tales como la producción de biomasa vegetal, reciclamiento de nutrientes minerales y el sostenimiento de la calidad del aire y agua (Bessou, 2018). La conversión del bosque hacia el uso agrícola puede afectar las características físico-químicas y procesos biológicos y, al mismo tiempo, alterar su funcionalidad en el ecosistema al reducir su fertilidad, capacidad de infiltración, contenido de materia orgánica, resiliencia y regeneración natural (Maranguit, Guillaume y Kuzyakov, 2017; Bessou, 2018). La intensificación de la agricultura y el uso inadecuado de fertilizantes químicos disminuyen la salud del suelo y, subsecuentemente, su capacidad productiva (Brevik *et al.*, 2015; Maharjan, Maranguit y Kuzyakov, 2018). A medida que el suelo se degrada, se intensifica la pérdida de la cubierta vegetal y la conversión del bosque hacia el uso agrícola, urbano e industrial (Chakravarty, Ghosh, Suresh, Dey y Shukla, 2012).

En México, la tasa de deforestación es de las más altas del mundo (Velázquez *et al.*, 2002). Se estima que, entre 2001 y 2016, el incremento de productividad agrícola promovió la pérdida de la cubierta vegetal equivalente a un promedio anual de 79 672 y 350 298 ha, respectivamente (CONAFOR, 2020). El estado de Michoacán perdió el 40% de su cubierta forestal original estimada en 1.5 millones de ha

debido a la deforestación de sus bosques templados, reemplazo de cultivos nativos e intensificación del monocultivo de aguacate (*Persea americana* Mill.) (Bravo-Espinoza *et al.*, 2014; Molina-Sánchez *et al.*, 2019). Este sistema agrícola, dependiente del uso de insumos externos (fertilizantes y pesticidas), intensifica la acidez del suelo y disminuye la disponibilidad de fósforo (Bravo-Espinoza *et al.*, 2014; González-Esquivel *et al.*, 2015; Bayuelo-Jiménez *et al.*, 2019).

El fósforo (P) es un nutriente clave que requiere atención en respuesta al cambio de uso del suelo (Maranguit *et al.*, 2017) ya que es el segundo nutriente, después del nitrógeno, que más restringe la productividad de cultivos (Spohn, Ermak y Kuzyakov, 2013). Los Andisoles, altamente meteorizados y con altas cantidades de sesquióxidos, adsorben y retienen químicamente el P, lo que reduce su disponibilidad para el crecimiento vegetal (Takahashi y Dahlgren, 2016). En el suelo, el P se encuentra en diversas formas inorgánicas (Pi) y orgánicas (Po) que se agrupan según su labilidad y disponibilidad (Richter, Allen, Li, Markewits y Raikes, 2006). El P lábil, lo constituye fosfatos solubles de inmediata disponibilidad, fosfatos inorgánicos unidos a la superficie de arcillas y fosfatos orgánicos de rápida transformación (Hedley, Stewart y Chauhan, 1982). El P moderadamente disponible, es un acervo de fácil solubilización que consiste en fosfatos adsorbidos a los coloides del suelo, o bien, a formas recalitrantes de P unido al hierro ( $\text{Fe}^{3+}$ ), aluminio ( $\text{Al}^{3+}$ ) y calcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ) (Takahashi y Dahlgren, 2016). El P ocluido lo representan compuestos insolubles, resistentes a la mineralización y de reducido impacto en la fertilidad del suelo (Velásquez *et al.*, 2016).

Diversos factores como el cambio de pH del suelo y la fuerte quimio-adsorción de los fosfatos con hidróxidos de  $\text{Al}^{3+}$  y  $\text{Fe}^{3+}$ , el contenido de materia orgánica y el manejo agronómico al que el suelo se expone pueden alterar las formas, distribución y disponibilidad de P (Dahlgren, Saigusa y Ugolini, 2004; Crews y Brookes, 2014; Maranguit *et al.*, 2017). Por ejemplo, en suelos con pH ácido o alcalino, el P se convierte rápidamente en compuestos solubles amorfos y cristalinos (fosfatos de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ ), mientras que en suelos ácidos en variscita (Al-P) y Strengita (Fe-P) (Dhillon, Torres, Driver, Figueiredo y Raun, 2017). Éstos forman parte de una reserva de P de lento ciclaje y limitada disponibilidad (Takahashi y Dahlgren, 2016). Otros factores como la proporción y calidad de los componentes orgánicos y las transformaciones

de microbiota asociado al suelo (Achat *et al.*, 2010) influyen en la reserva y mineralización del Po, que representa del 15 al 80% del P total (Achat *et al.*, 2010; Oehl, Frossard, Fliessbach, Dubois y Oberson, 2004; Maharjan *et al.*, 2018). En suma, la conversión del bosque a sistemas agrícolas convencionales puede alterar las formas de P en el suelo debido a una excesiva remoción (sin reemplazo) del P exportado a la planta, modificar sus propiedades y aumentar la proporción de formas recalcitrantes (Takahashi y Dahlgren, 2016; Maharjan *et al.*, 2018).

Se usó el método de fraccionamiento secuencial de Hedley para determinar el impacto del uso del suelo (bosque de pino y monocultivo de aguacate) en las fracciones, distribución y biodisponibilidad de P en un suelo ácido. La hipótesis de trabajo señala que la conversión del bosque a un sistema agrícola de aguacate con manejo convencional intensivo aumentará las reservas de Pi a expensas del Po como consecuencia de una reducida acumulación de sustratos orgánicos y (ii) que las formas lábiles de P disminuirán como consecuencia de la acidificación del suelo.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Características del Suelo y Obtención de Muestras

La presente investigación se efectuó en Pablo Cuin, Ario, Michoacán (19° 13' N y 101° 39' O). Esta región se caracteriza por un clima templado subhúmedo con precipitaciones en verano [C (w2) (w)]. La temperatura media anual es de 20 °C y la altitud de 2000 m (INEGI, 2009). Los suelos dominantes son Andisoles vítricos (Alcalá, Hidalgo y Gutiérrez, 2009) caracterizados por un pH ácido (4.8-6.0), elevada capacidad de intercambio de cationes (25-30 cmol kg<sup>-1</sup>), alto contenido de materia orgánica (1.1-8.6%) y retención de fosfatos (> 55%) debida a la gran proporción de componentes de Al<sup>3+</sup> (1.6-6.4%) y Fe (0.8-5.5%) (Alcalá *et al.*, 2009). Los Andisoles tienen un uso forestal (*Pinus* spp.) y agrícola (*Zea mays* L. y *Persea americana* Mill.). Las características físicas y químicas del suelo se analizaron según los procedimientos de la Norma Mexicana (NOM-021-SEMARNAT-2000, 2002).

En el sitio de estudio se eligieron tres localidades con sistemas agrícolas de manejo convencional intensivo de aguacate, similares en condiciones de clima, suelo y edad (20 años). Las localidades se denominan: El Puente (Pu), Cincuenta (Ci) y Mirador (Mr) de una superficie

de 1 ha cada una. En cada localidad se hallaban parcelas colindantes dedicadas a dos tipos de uso del suelo: bosque de pino (suelo nativo) y monocultivo de aguacate (suelo agrícola). En el suelo nativo se incluyeron muestras del mantillo (M) depositado en la superficie y los primeros 20 cm del suelo de bosque (B). En el suelo de uso agrícola se incluyeron muestras de cajete (hueco de 5 m de diámetro con un árbol en el centro y 10 m de distancia entre árboles) (Cj) y muestras de suelo entre hileras de árboles (calle) (Cc). Estas últimas para contrastar el efecto del uso del suelo agrícola con y sin cubierta vegetal en las fracciones, distribución y biodisponibilidad de P.

En cada parcela, se obtuvieron muestras de suelo de acuerdo con un diseño de cuadrantes de 10 × 4 puntos separados entre sí por 30 m. El muestreo se realizó a una profundidad de 0-20 cm y las muestras compuestas, conformadas por las 40 submuestras obtenidas en cada parcela/localidad, se secaron, molieron y tamizaron (< 2 mm) previo a la incubación y análisis de P.

### Incubación del Suelo y Fraccionamiento Secuencial del Fósforo

Las muestras de suelo se incubaron a capacidad de campo a 25±2 °C y 65% de humedad relativa durante siete días previo a la extracción secuencial para alcanzar el equilibrio después de las perturbaciones por el muestreo, secado, molienda y tamizado (Hedley *et al.*, 1982). Después de la incubación, las muestras se almacenaron a 4 °C. El fraccionamiento de P se realizó de acuerdo con el método de Hedley *et al.* (1982) rectificado por Condron, Goh y Newman (1985). Este método utiliza una secuencia de extractantes que primero remueven el P inorgánico (Pi) y P orgánico (Po) lábil y, posteriormente las formas más estables de P. En resumen, en un tubo de plástico de 25 ml se colocó una muestra de 0.5 g de suelo (cinco repeticiones), la cual se sujetó a una extracción secuencial en el orden siguiente: (i) 10 ml de agua desionizada con una resina de intercambio aniónico (1.0 × 2.0 cm; AMI-7001S Membranes International Inc.) que extrae el lábil Pi (Resina-Pi) que se intercambia inmediatamente con la solución del suelo y disponible para la planta, (ii) 10 ml de NaHCO<sub>3</sub> 0.5M (Bic-Pi) a pH 8.5, para determinar el Pi relativamente lábil, (iii) 10 ml de NaOH 1.0 M (NaOH<sub>0.1</sub>-Pi) y NaOH 5 M (NaOH<sub>0.5</sub>-Pi) para determinar fosfatos de Al<sup>3+</sup> y Fe<sup>3+</sup> amorfos y cristalinos, así como el P quimio-adsorbido

a compuestos de  $\text{Fe}^{3+}$  y  $\text{Al}^{3+}$  y (iv) una extracción con 10 ml de HCl 1M (HCl-Pi) para extraer el P mineral unido a Ca. Después de la adición de cada extractante, las muestras se agitaron durante 16 h y la suspensión del suelo se centrifugó a 3500 rpm durante 15 min. Finalmente, se determinó el P de las formas más estables y relativamente insolubles (Residual-P) mediante una digestión con  $\text{H}_2\text{SO}_4$  concentrado y 30%  $\text{H}_2\text{O}_2$ . El P total y el Pi se midieron directamente de los extractantes, mientras que el Po se calculó por la diferencia entre el P total y Pi. El P total de los extractos alcalinos se obtuvo a partir de la digestión con  $\text{H}_2\text{SO}_4$  y  $(\text{NH}_4)_2\text{S}_2\text{O}_8$  en una autoclave. Se utilizaron los métodos de Murphy y Riley (1962) y Dick y Tabatabai (1977) para las determinaciones de P de los extractos ácidos y alcalinos, respectivamente. Las formas de P se agruparon en tres categorías de acuerdo con su labilidad de P (Cherubin *et al.*, 2016): lábil (Resina-Pi, Bic-Pi y Bic-Po), moderadamente lábil ( $\text{NaOH}_{0.1}$ -Pi,  $\text{NaOH}_{0.1}$ -Po y HCl-Pi) y no lábil ( $\text{NaOH}_{0.5}$ -Pi,  $\text{NaOH}_{0.5}$ -Po y Residual-P).

### Determinación de P Microbiano

Las muestras de suelo se incubaron a capacidad de campo a 25 °C durante 28 días. El P microbiano se determinó según el método de Morel, Tiessen y Stewart (1996). Nueve muestras de 0.5 g de suelo (por triplicado), se dividieron en tres conjuntos (A, B y C). El primer conjunto (A) se fumigó con 0.5 ml de  $\text{CHCl}_3$  concentrado durante 24 horas. A los conjuntos restantes (B y C) se les agregó 0.5 ml de agua desionizada. Posteriormente, se adicionó 10 ml  $\text{NaHCO}_3$  0.5 M (conjuntos A y B) y 10 ml  $\text{NaHCO}_3$  0.5 M + 50  $\mu\text{g}$  P  $\text{g}^{-1}$  (conjunto C). Después de la adición del extractante, las muestras se agitaron durante 16 h y la suspensión del suelo se centrifugó a 3500 rpm durante 15 min. Finalmente, se determinó el P inorgánico de cada muestra (Murphy y Riley, 1962). El P microbiano se calculó a partir de la concentración de Pi obtenido en las muestras de cada conjunto y la concentración corregida del P adsorbido durante la extracción con el  $\text{NaHCO}_3$ .

### Análisis Estadístico

Las formas de P se expresaron en mg P  $\text{kg}^{-1}$  de suelo. Los valores medios del contenido de cada fracción de P, fueron comparados entre cada uso del suelo

mediante un análisis de varianza (ANOVA) de acuerdo al procedimiento GLM (SAS, 2000). Para cumplir con los supuestos del análisis de varianza, se realizaron las pruebas de normalidad Kolmogorov-Smirnov y de homogeneidad de Bartlett en los datos originales (SAS, 2000). La comparación de medias obtenidas entre localidades para cada uso de suelo se llevó a cabo con la prueba de prueba de Tukey ( $P \leq 0.05$ ) (SAS, 2000). La relación entre las propiedades químicas del suelo y las formas de P se determinó con la prueba de Pearson ( $P \leq 0.05$ ).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El cambio de uso del suelo afectó las propiedades químicas y biológicas, y consecuentemente las formas, distribución y disponibilidad de P. En general, el suelo cultivado en cajete exhibió una alta saturación de bases de intercambio ( $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ) y concentración de  $\text{Fe}^{3+}$ , en comparación al suelo de bosque y calle (Cuadro 1). La proporción de materia orgánica, sin embargo, disminuyó 26% con respecto al suelo con uso forestal. El pH de este suelo fue ácido (5.0), mientras que en el cultivado estuvo cercano a la neutralidad (6.5). La disponibilidad de P fue escasa (0.6 a 5.6 mg  $\text{kg}^{-1}$ ) en ambos sistemas, lo que confirmó la fuerte quimio-adsorción de los fosfatos en suelos de origen volcánico (Takahashi y Dahlgren, 2016).

El uso del suelo modificó las fracciones de P lábil, moderadamente lábil y no lábil (Figura 1). El P total del suelo cultivado, particularmente en la localidad de Cincuenta, incrementó de 505 a 613 mg  $\text{kg}^{-1}$  por efecto del uso, calle > cajete y éste fue mayor que el obtenido en el de bosque entre 448 y 527 mg  $\text{kg}^{-1}$  y mantillo entre 478 y 554 mg  $\text{kg}^{-1}$ . Estas concentraciones están en los niveles determinados para Andisoles con reportes > 500 mg  $\text{kg}^{-1}$  (Dahlgren *et al.*, 2004).

El suelo con uso agrícola (cajete > calle), por el contrario, obtuvo el mayor contenido de Pi lábil (Bic-Pi) de 15 a 31 mg  $\text{kg}^{-1}$  en relación con el de bosque (21 a 27 mg  $\text{kg}^{-1}$ ) y mantillo (11 a 15 mg  $\text{kg}^{-1}$ , respectivamente) (Figura 1a). Sin embargo, el P lábil (Resina-Pi) fue < 4 mg P  $\text{kg}^{-1}$ . Esta concentración está por debajo del requerimiento óptimo para la producción de aguacate que es entre 37 a 48 mg P  $\text{kg}^{-1}$  (Quintero-Sánchez, Gioanetto, Díaz y Saldaña, 2011). En general, la aplicación continua de fertilizante fosfatado incrementa la fracción lábil de P (Dhillon *et al.*, 2017) pero en suelos ácidos de origen volcánico, este acervo

**Cuadro 1. Atributos físicos y químicas (0-20 cm) de un Andisol de Ario, Michoacán, México con uso de bosque y agrícola.**  
**Table 1. Physical and chemical attributes (0-20 cm) of Andisol from Ario, Michoacan, Mexico with forest and agricultural use.**

Localidad	Textura			MO†	pH	CIC‡	Bases de intercambio				Al <sup>3+</sup>	Fe <sup>3+</sup>	P
	Arcilla	Limo	Arena				Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>			
	- - - - - % - - - - -						- - - - - cmolc/kg <sup>-1</sup> - - - - -					- - mg kg <sup>-1</sup> - -	
Bosque													
Puente	12.8	24.0	63.2	6.9	4.5	11.2	6.2	3.4	1.5	0.1	0.2	43.1	0.6
Cincuenta	12.8	44.0	43.2	6	5.6	16.3	9.5	4.6	2.2	0.1	0.4	52.2	0.7
Mirador	12.8	34.0	53.2	5.6	5.2	10.5	5.8	3.3	1.3	0.1	0.2	43.6	0.6
Calle													
Puente	18.8	32.0	49.2	5.5	5.1	11.7	6.4	3.6	1.7	0.1	0.5	44.9	1.0
Cincuenta	14.8	42.0	43.2	3.6	5.2	10.6	6.4	2.4	1.7	0.1	0.5	39.8	0.6
Mirador	14.8	32.0	53.2	4.4	5.3	10.7	7.3	2.2	1.1	0.1	0.3	44.4	0.7
Cajete													
Puente	12.8	28.0	59.2	4.9	6.9	15.7	6.6	4.4	4.5	0.2	0.2	109.2	3.7
Cincuenta	16.8	26.0	57.2	4.7	6.4	12.7	6.0	2.4	4.1	0.2	0.3	88.1	5.6
Mirador	16.8	26.0	57.2	4.1	6.5	17.7	9.1	4.2	4.1	0.3	0.5	62.7	3.7

<sup>†</sup> MO = materia orgánica; <sup>‡</sup> CIC = capacidad de intercambio catiónico.

<sup>†</sup> MO = organic matter; <sup>‡</sup> CIC = cation exchange capacity.

es limitado debida a su alta retención (Dahlgreen *et al.*, 2004). El P lábil fluctuó entre 3.5 a 9.6% respecto al contenido total de P; proporciones similares a los valores obtenidos de 1 a 8% en otros estudios (Galván-Tejeda, Peña, Mora y Siebe, 2014; Bayuelo-Jiménez *et al.*, 2019).

El fósforo moderadamente lábil se incrementó con el uso agrícola, de 178 a 208 mg kg<sup>-1</sup> y de 157 a 195 mg kg<sup>-1</sup> (cajete < calle) (Figura 1b). De esta reserva, la mayor proporción la obtuvo la fracción inorgánica NaOH<sub>0.1</sub>-Pi, de 76 a 107 mg kg<sup>-1</sup>, que representó de 14 a 19% de P total. En el suelo de bosque correspondió al <6% (Figura 1b). Esta fracción, moderadamente disponible, es una fuente potencial de P lábil en sistemas forestales (Galván-Tejeda *et al.*, 2014) y agrícolas de México (Crews, 1996; Bayuelo-Jiménez *et al.*, 2019). Sin embargo, requiere de largos procesos de transformación para liberar el fosfato quimio-adsorbido con Fe<sup>3+</sup> y Al<sup>3+</sup> (Hedley *et al.*, 1982; Dahlgreen *et al.*, 2004). La relación negativa entre la concentración de Al<sup>3+</sup> y Fe<sup>3+</sup> con el NaOH<sub>0.1</sub>-Pi ( $r = 0.52$  y  $r = 0.83$ ,  $P < 0.01$ ) corroboran este hecho (Cuadro 2).

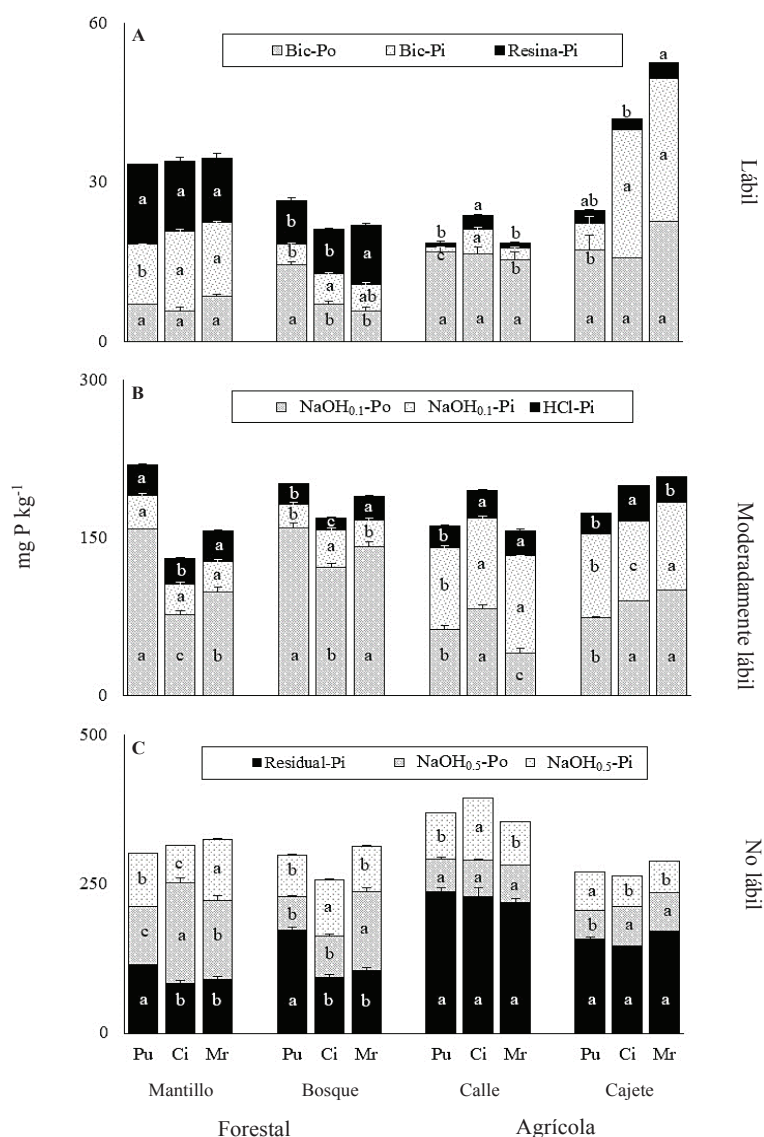
El fósforo de la fracción HCl fue mínimo, de 11 a 30 mg kg<sup>-1</sup> en el suelo de bosque y mantillo y de 21 a 40 mg kg<sup>-1</sup> en el suelo cultivado en cajete (Figura 1b). Esta fracción representó el 6% del P total y constituye la forma de Pi (P<sub>Ca</sub>) más estable en los minerales [apatita, Ca<sub>5</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>Cl, F, OH)] primarios del suelo (Takahashi y Dahlgren, 2016).

La fracción inorgánica de P residual fue alta en el suelo cultivado en calle con 232 mg kg<sup>-1</sup> y cajete con 170 mg kg<sup>-1</sup> (Figura 1c). Esta concentración es similar a la obtenida por Velásquez *et al.* (2016) y Bayuelo-Jiménez *et al.* (2019) en suelos ácidos de México. Esta fracción ocluida representó de 29 a 44% del contenido total de P y constituye la reserva más recalcitrante de P; usualmente unida a sesquióxidos de Fe<sup>3+</sup> (Hedley *et al.*, 1982; Dahlgreen *et al.*, 2004). La correlación negativa entre el Fe<sup>3+</sup> y el P residual del suelo ( $r = 0.70$ ;  $P < 0.01$ ), ratifica la prevalencia de una fuerte quimio-adsorción entre el fosfato y los óxidos amorfos de Fe (ferrihidrita) (Takahashi y Dahlgren, 2016).

En condiciones naturales, los Andisoles alofánicos se distinguen por su ligera a moderada acidez con

pH 5 a 7 (Takahashi y Dahlgren, 2016). Sin embargo, la continua aplicación de fertilizantes amoniacales exacerba la solubilidad de  $\text{Al}^{3+}$  intercambiable y, en forma lineal, disminuye el pH dado por liberación

de  $\text{H}^+$  (Tian y Niu, 2015). La acidificación del suelo resulta en una fuerte retención de fosfatos lábiles (Bic Pi), de moderada ( $\text{NaOH}_{0.1}\text{-Pi}$ ) y reducida (Residual-Pi) labilidad (Velásquez *et al.*, 2016).



**Figura 1.** Distribución de las formas lábiles (A); moderadamente lábiles (B); no lábiles (C) de fósforo según el uso del suelo: forestal (mantillo y bosque) y agrícola (calle y cajete) en las localidades de Puente (Pu); Cincuenta (Ci); Mirador (Mr) de Ario, Michoacán. Cada barra denota el error estándar de la media ( $n = 5$ ). Las medias seguidas de diferente letra dentro de cada tipo de uso del suelo difieren significativamente de acuerdo a Tukey ( $P \leq 0.05$ ).

**Figure 1.** Distribution of labile forms (A); moderately labile (B); nonlabile (C) forms of phosphorus according to land use: forest (mulch and forest) and agricultural (street and bowl) in the towns of Puente (Pu); Cincuenta (Ci) and Mirador (Mr) de Ario, Michoacan. Each bar denotes the standard error of the mean ( $n = 5$ ). The means followed by different letters within each type of land use differ significantly according to Tukey's ( $P \leq 0.05$ ).

**Cuadro 2. Coeficiente de correlación de Pearson (r) entre las propiedades del suelo y las diversas formas de fósforo (P).**  
**Table 2. Pearson's correlation coefficient (r) between soil properties and the various forms of phosphorus (P).**

Propiedades	Uso	Labial			Moderadamente lábil			No lábil		
		Resina	NaHCO <sub>3</sub>		NaOH <sub>0.1</sub>		HCL	NaOH <sub>0.5</sub>		Residual
		Pi	Pi	Po	Pi	Po	Pi	Pi	Po	Pi
MO	Bosque	-0.38	0.26	-0.41	0.97***	0.91***	-0.89**	0.95***	-0.3	-0.65*
	Cultivado	0.15	-0.28	0.03	-0.46	-0.91***	0.37	0.76**	-0.97***	0.22
pH	Bosque	0.27	-0.02	-0.63*	0.74**	-0.94	-0.62*	0.90***	0.22	-0.88**
	Cultivado	-0.44	-0.95***	-0.47	0.13	-0.46	-0.89**	0.35	-0.88**	-0.69*
Fe	Bosque	-0.41	0.38	-0.46	0.99***	-0.90***	-0.85**	0.91***	-0.27	-0.66*
	Cultivado	-0.75**	-0.93***	-0.82**	-0.83**	-0.56	-0.59	0.19	-0.76**	-0.70**
Al	Bosque	-0.36	0.06	-0.29	0.90***	0.38	-0.95***	0.98***	-0.36	-0.59
	Cultivado	0.86**	0.90***	0.91***	-0.52	-0.87**	0.68*	0.01	0.65*	0.83**
Ca	Bosque	-0.51	0.84**	-0.49	0.83**	-0.58	-0.45	0.47	-0.15	-0.45
	Cultivado	-0.35	-0.95***	-0.4	0.11	-0.6	-0.80**	0.49	-0.95***	-0.31
P <sub>microbiano</sub>	Bosque	0.93**	-0.03	-0.38	-0.52	0.25	0.82**	-0.49	0.91***	-0.18
	Cultivado	0.78**	0.83**	0.85**	0.70**	0.54	0.43	-0.12	0.65*	0.73**

† MO = materia orgánica; ‡ CIC = capacidad de intercambio catiónico. \* Significativo a  $P \leq 0.05$ ; \*\*  $P \leq 0.01$ ; \*\*\*  $P \leq 0.001$ .

† MO = organic matter; ‡ CIC = cation exchange capacity. \* Significat at  $P \leq 0.05$ ; \*\*  $P \leq 0.01$ ; \*\*\*  $P \leq 0.001$ .

Es inequívoco que, el uso recurrente de fertilizantes minerales que se aplica en sistemas agrícolas de aguacate en Michoacán ( $\sim 95 \text{ kg P ha}^{-1}$ ; como fosfato di-amónico) intensificó la adsorción y acumulación de fracciones inorgánicas estables (NaOH<sub>0.1</sub>-Pi, 15.7%) y recalcitrantes (Pi-residual, 42%) a la matriz del suelo (calle > cajete), pero no proveyó de una adecuada disponibilidad de Pi lábil ( $< 4 \text{ mg P kg}^{-1}$  equivalente al 0.6% del P total). Es por esta razón que, los Andisoles requieren de una continua fertilización que asegure una pequeña cantidad de P biodisponible (Stutter *et al.*, 2015). Sin embargo, no constituye la mejor estrategia para asegurar la sostenibilidad agrícola de este sistema (aguacate). Una situación recurrente en el consumo de fertilizantes, a nivel nacional, es su uso indiscriminado (Molina-Sánchez *et al.*, 2019). Cifras de la FAOSTAT (2020) señalan que, en México, existe un consumo excesivo de fertilizantes de nitrógeno, fósforo y potasio (N-P-K) para uso agrícola. En el 2018, su uso correspondió a  $133.2 \text{ kg ha}^{-1}$ ;  $82.7 \text{ kg ha}^{-1}$  y  $30.2 \text{ kg ha}^{-1}$ , respectivamente. En un periodo de 10 años (2008-2018), la media de consumo de N-P-K en México fue de  $196.7 \text{ kg ha}^{-1}$ , mientras que a nivel

mundial fue de  $126.4 \text{ kg ha}^{-1}$ . La proporción de dosificación fue 63% superior al promedio global. Lo anterior, es un factor crítico que puede alterar las propiedades físico-químicas y procesos biológicos del suelo y, consecuentemente reducir su capacidad productiva (Maranguit *et al.*, 2017).

En lo que respecta a la fracción orgánica, el suelo con uso forestal (incluido el mantillo) presentó la mayor concentración de Po ( $198 \text{ a } 280 \text{ mg kg}^{-1}$ ) en comparación al de uso agrícola ( $114 \text{ a } 190 \text{ mg kg}^{-1}$ ) y éste no varió entre calle y cajete, excepto en la localidad del Mirador (Figura 1). Cabe señalar que, en el suelo de bosque, las formas orgánicas de moderada labilidad (NaOH<sub>0.1</sub>-Po) constituyen un importante recurso de Po, en promedio de  $126 \text{ mg P kg}^{-1}$ . En conjunto, la proporción del Po (Bic-Po, NaOH<sub>0.1</sub>-Po y NaOH<sub>0.5</sub>-Po) correspondió a 48% del P total del suelo (Figura 1b). Por el contrario, en el suelo con uso agrícola, el P orgánico representó el 29% del P total. Según Achat *et al.* (2010), valores superiores al 30% del contenido total de P correspondientes en la forma orgánica suponen una reserva sustancial de P en el suelo de bosque. En suelos agrícolas, sin embargo, esta proporción es menor y varía de 5 a 35% (Nash

*et al.*, 2014; Velásquez *et al.*, 2016). Es plausible que la reducción del contenido de Po esté relacionada con la historia de manejo; aparentemente por una menor acumulación de sustratos orgánicos en la superficie del suelo, en sincronía con una reducida transformación del Po (Bravo-Espinoza *et al.*, 2014; Bünemann, Augstburger y Frossard, 2016).

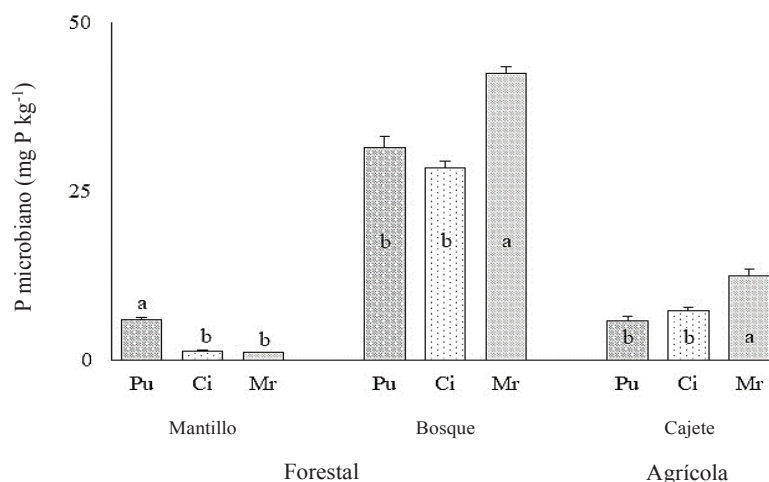
La reserva de Po y el ciclaje de la materia orgánica son determinantes en el funcionamiento y productividad de sistemas naturales y agrícolas (Takahashi y Dahlgren, 2016). La materia orgánica participa en la estabilización de la estructura del suelo, la adsorción y liberación de nutrientes y en la retención de agua, lo que lo convierte en un indicador clave para la productividad agrícola y la resiliencia de los ecosistemas naturales (Harden *et al.*, 2018). En Andisoles, es común que, el alto contenido de materia orgánica (2.1 a 25%) encubra los puntos de unión de los fosfatos a los hidróxidos de  $\text{Al}^{3+}$  y  $\text{Fe}^{3+}$  y, por tanto, constituya una fuente crucial de P-lábil (Meason, Idol, Friday y Scowcroft, 2009; Achat *et al.*, 2012). La correlación positiva entre el contenido de materia orgánica y el  $\text{NaOH}_{0.1}$ -Po ( $r = 0.91$   $P \leq 0.001$ ) del suelo de bosque (Cuadro 2), presupone una importante contribución a la reserva de P biodisponible (Figura 1a). En el suelo cultivado, por el contrario, hubo una correlación negativa entre la materia orgánica y la fracción  $\text{NaOH}_{0.1}$ -Po ( $r = 0.91$   $P \leq 0.001$ ) y entre el  $\text{NaOH}$ -Po y el  $\text{Al}^{3+}$  ( $r = 0.84$   $P \leq 0.01$ ) (Cuadro 2). La presencia de óxidos de  $\text{Al}^{3+}$  incrementa la estabilidad de la materia orgánica (formación de complejos orgánicos poco disponibles para los microorganismos) y, consecuentemente, altera la mineralización del Po (Achat *et al.*, 2012; Takahashi y Dahlgren, 2016).

La mineralización del Po derivado de microorganismos, es determinante en el ciclaje de P, particularmente en ecosistemas naturales y agrícolas cuya labilidad de Pi es deficiente (Achat *et al.*, 2012; Oehl *et al.*, 2004; Bünemann *et al.*, 2016). Se estima que entre 50 a 75% del P microbiano está unido a los ácidos nucleicos, 20% a monoésteres-P y 5% a fosfolípidos (Kruse *et al.*, 2015). El P microbiano representa una reserva importante y potencial de P lábil; por lo menos de 2.5 a 11.5% del P total en suelos de uso forestal (Spohn *et al.*, 2013), de 2.4 a 2.6% del P total en suelos cultivados con manejo orgánico y de 0.6 a 1.2% del P total en aquellos cultivados con manejo convencional (Oehl *et al.*, 2004).

En el suelo de bosque de esta región, el P derivado de la biomasa microbiana representó el 6.3% del P total, mientras que en el suelo cultivado alcanzó el 1.7% (Figura 2). La alta proporción de P microbiano (6.3%) y P inorgánico lábil (2.2%) en el suelo de bosque se atribuyó al efecto combinado de un alto contenido de materia orgánica (6%) (Figura 2) y una presumible rápida mineralización del Po (Bic-Po; 2.1%) en comparación al obtenido en el suelo agrícola (1.8%, 0.3% y 3.4%, respectivamente) (Figura 1a). La incorporación de hojarasca y residuos vegetales en la superficie del suelo promueven una mayor actividad microbiana, descomposición y mineralización de Po y Pi lábil en el suelo de bosque (Maharjan *et al.*, 2018). Por el contrario, la combinación de un reducido ingreso de residuos (restos vegetales) e incremento de la erosión del suelo, aparte de acrecentar la lixiviación de bases, también disminuye el contenido de materia orgánica, la actividad microbiana y la subsecuente mineralización de las fracciones orgánicas de P (Oehl *et al.*, 2004; Nash *et al.*, 2014).

En general, los resultados señalan que el suelo con uso forestal contiene importantes reservorios orgánicos que, entre otros factores, suministran el P requerido para el crecimiento vegetal (Maharjan *et al.*, 2018). Sin embargo, la conversión del bosque a uso agrícola y la intensificación de este sistema productivo, dependiente del uso excesivo de fertilizantes minerales y pesticidas, acentúa la acidez del suelo, acelera la pérdida y estabilización de los sustratos orgánicos que, subsecuentemente, alteran la mineralización y limitan la disponibilidad del elemento (Spohn *et al.*, 2013; Maranguit *et al.*, 2017).

La sostenibilidad agrícola de este sistema requiere de un mayor estudio de los procesos biológicos (mineralización e inmovilización) que regulan la disponibilidad de P y la conducción de prácticas que incrementen y restablezcan los sustratos orgánicos, microbiota asociado al suelo (disminución de labranza, adición de cubiertas, reciclaje de materiales orgánicos y aplicación de composta) y la eficiente mineralización de las formas orgánicas de P (Maharjan *et al.*, 2018). No menos importante es la implementación de estrategias que promuevan el desarrollo de variedades agrícolas más eficientes en el uso de P y menos dependientes de agroquímicos (Stutter *et al.*, 2015).



**Figura 2. Fósforo microbiano según el uso del suelo: forestal (mantillo y bosque) y agrícola (cajete) de las localidades de Puente (Pu), Cincuenta (Ci) y Mirador (Mr) de Ario, Michoacán.** Se omitió el suelo agrícola de calle por adolecer de P microbiano. Cada barra denota el error estándar de la media ( $n = 5$ ). Las medias seguidas de diferente letra entre cada tipo de uso del suelo difieren significativamente de acuerdo a Tukey ( $P \leq 0.05$ ).

**Figure 2. Microbial phosphorus according to soil use: forestry (mulch and forest) and agricultural (bowl) from the towns of Puente (Pu), Cincuenta (Ci) and Mirador (Mr) de Ario, Michoacan.** Agricultural street soil was omitted because it had microbial P. Each bar denotes the standard error of the mean ( $n = 5$ ). The means followed by different letters between each type of land use differ significantly according to Tukey ( $P \leq 0.05$ ).

## CONCLUSIONES

La conversión del bosque a un sistema agrícola intensivo de aguacate y dependiente del uso excesivo de fertilizantes sintéticos alteró las fracciones, distribución y disponibilidad de P. En el suelo agrícola, se intensificó la adsorción y acumulación de fracciones inorgánicas estables ( $\text{NaOH}_{0.1}\text{-Pi}$ ) y recalcitrantes (Pi-residual), pero no proveyó de una adecuada disponibilidad de Pi lábil. El alto contenido de P extraído en la forma estable ( $\text{NaOH}_{0.1}\text{-Pi}$ ) sugiere que esta fracción, retenida fuertemente con óxidos de  $\text{Al}^{3+}$  y  $\text{Fe}^{3+}$ , es una fuente potencial de P disponible en Andisoles. Al mismo tiempo, una menor acumulación de materia orgánica, en sincronía con una reducida mineralización del Po, explicarían la reducida prevalencia de Po asimilable. En el suelo con uso forestal (incluido el mantillo), en cambio, las formas orgánicas (Bic-Po,  $\text{NaOH-Po}$ ) fueron determinantes (48%) en proveer de P disponible. El alto contenido de materia orgánica y P microbiano sugiere que estos acervos son importantes en la mineralización del Po y, por consiguiente, en la contribución de Pi lábil.

## DECLARACIÓN DE ÉTICA

No aplicable en esta sección.

## CONSENTIMIENTO PARA PUBLICACIÓN

No aplicable en esta sección.

## DISPONIBILIDAD DE DATOS

Los conjuntos de datos utilizados o analizados durante el estudio actual están disponibles del autor correspondiente a solicitud razonable y no discriminatoria.

## CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no tienen intereses en competencia en esta sección.

## CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

JSBJ contribuyó en la conceptualización del estudio, adquisición de fondos, dirección, administración, análisis estadístico y escritura del manuscrito (revisión y edición). DTV contribuyó en los muestreos de campo, análisis químico, análisis estadístico y análisis de resultados.

## AGRADECIMIENTOS

Al Organismo Internacional de Energía Atómica (OIEA/FAO), MEX/50/30 y la Coordinación de Investigación Científica, UMSNH 6.11, 2019-2020.

## LITERATURA CITADA

- Achat, D. L., Bakker, M. R., Zeller, B., Pellerin, S., Bienaime, S., & Morel, C. (2010). Long term organic phosphorus mineralization in Spodosols under forests and its relation to carbon and nitrogen mineralization. *Soil Biology and Biochemistry*, 42(9), 1479-1490. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.05.020>
- Achat, D. L., Bakker, M. R., Augusto, L., & Morel, C. (2012). Contributions of microbial and physical-chemical processes to phosphorus availability in Podzols and Arenosols under a temperate forest. *Geoderma*, 211-212, 18-27. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.07.003>
- Alcalá, M., Hidalgo-Moreno, C., & Gutiérrez-Castorena, M. C. (2009). Mineralogía y retención de fosfatos en Andisoles. *Terra Latinoamericana*, 27(4), 275-286.
- Bayuelo-Jiménez, J. S., Muraoka, T., de la Cruz-Torres, E., Quintero-Ponce, E., Paredes-Gutiérrez, L. C., & Zaman, M. (2019). Phosphorus fractions and dynamics as affected by land-use changes in the Central Mexican highlands. *Soil Use and Management*, 36(2), 240-249. <https://doi.org/10.1111/sum.12550>
- Bessou, C. (2018). Review of the impacts on soils of land-use changes induced by non-food biomass production. In Réchauchère, O., Bispo, A., Gabrielle, B., & Makowski, D. (Eds.). *Sustainable agriculture reviews 30: Environmental impact of land use change in agricultural systems* (pp. 79-125). Switzerland: Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-96289-4\\_4](https://doi.org/10.1007/978-3-319-96289-4_4)
- Bravo-Espinosa, M., Mendoza, M. E., Carlón-Allende, T., Medina, L., Sáenz-Reyes, J. T., & Páez, R. (2014). Effects of converting forest to avocado orchards on topsoil properties in the trans-Mexican volcanic system, Mexico. *Land Degradation and Development*, 25(5), 452-467. <https://doi.org/10.1002/ldr.2163>
- Brevik, E. C., Cerdà, A., Mataix-Solera, J., Pereg, L., Quinton, J. N., Six, J., & Van Oost, K. (2015). The interdisciplinary nature of SOIL. *Soils*, 1, 117-129. <https://doi.org/10.5194/soil-1-117-2015>
- Bünemann, E. K., Augstburger, S., & Frossard, E. (2016). Dominance of either physicochemical or biological phosphorus cycling processes in temperate forest soils of contrasting phosphate availability. *Soil Biology and Biochemistry*, 101, 85-95. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.07.005>
- Chakravarty, S., Ghosh, S. K., Suresh, C. P., Dey, A. N., & Shukla, G. (2012). Deforestation: causes, effects, and control strategies. In Okia, C. A. (ed.). *Global perspectives on sustainable forest management* (pp. 3-28). Rijeka, Croatia: Intech.
- Cherubin, M. R., Franco, A. L. C., Cerri, C. E. P., Karlen, D. L., Pavinato, P. S., Rodrigues, M., Davis, C. A., & Cerri, C. C. (2016). Phosphorus pools responses to land-use change for sugarcane expansion in weathered Brazilian soils. *Geoderma*, 265, 27-38. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.11.017>
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). (2020). *Estimación de la tasa de deforestación en México para el periodo 2001-2018 mediante el método de muestreo*. Documento Técnico. Jalisco, México: CONAFOR-SEMARNAT.
- Condon, L. M., Goh, K. M., & Newman, R. H. (1985). Nature and distribution of soil phosphorus as revealed by a sequential extraction method followed by  $^{31}\text{P}$  nuclear magnetic resonance analysis. *European Journal of Soil Science*, 36(2), 199-207. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1985.tb00324.x>
- Crews, T. E. (1996). The supply of phosphorus from native, inorganic phosphorus pools in continuously cultivated Mexican agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 57(2), 197-208. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(95\)01013-0](https://doi.org/10.1016/0167-8809(95)01013-0)
- Crews, T. E., & Brookes, P. C. (2014). Changes in soil phosphorus forms through time in perennial versus annual agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 184, 168-181. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.11.022>
- Dahlgren, R. A., Saigusa, M., & Ugolini, F. C. (2004). The nature, properties and management of volcanic soils. *Advances in Agronomy*, 82, 113-182. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(03\)82003-5](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(03)82003-5)
- Dhillon, J., Torres, G., Driver, E., Figueiredo, B., & Raun, W. R. (2017). World phosphorus use efficiency in cereal crops. *Agronomy Journal*, 109(4), 1670-1677. <https://doi.org/10.2134/agronj2016.08.0483>
- Dick, W. A., & Tabatabai, M. A. (1977). Determination of orthophosphate in aqueous solutions containing labile organic and inorganic phosphorus compounds. *Journal of Environmental Quality*, 6(1), 82-85. <https://doi.org/10.2134/jeq1977.00472425000600010018x>
- FAOSTAT. (2020). *Fertilizantes por nutriente*. Consultado el 09 de abril, 2021, desde <http://www.fao.org/faostat/es/#data/RF>
- Galván-Tejeda, N. D., Peña-Ramírez, V., Mora-Palomino, L., & Siebe, C. (2014). Soil P fractions in a volcanic soil chronosequence of Central Mexico and their relationship to foliar P in pine trees. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 177(5), 792-802. <https://doi.org/10.1002/jpln.201300653>
- González-Esquivel, C. E., Gavito, M. E., Astier, M., Cadena-Salgado, M., del-Val, E., Villamil-Echeverri, L., Merlín-Uribe, Y., & Balvanera, P. (2015). Ecosystem service trade-offs, perceived drivers, and sustainability in contrasting agroecosystems in central Mexico. *Ecology and Society*, 20(1), 38. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-06875-200138>

- Harden, J. W., Hugelius, G., Ahlström, A., Blankinship, J. C., Bond-Lamberty, B., Lawrence, C. R., ... Nave, L. E. (2018). Networking our science to characterize the state, vulnerabilities, and management opportunities of soil organic matter. *Global Change Biology*, 24(2), e705-e718. <https://doi.org/10.1111/gcb.13896>
- Hedley, M. J., Stewart, J. W. B., & Chauhan, B. S. (1982). Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Science Society of American Journal*, 46(5), 970-976. <https://doi.org/10.2136/sssaj1982.03615995004600050017x>
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2009). *Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos: Ario, Michoacán de Ocampo, México*. Recuperado de: [http://www3.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos\\_geograficos/16/16009.pdf](http://www3.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos_geograficos/16/16009.pdf)
- Kruse, J., Abraham, M., Amelung, W., Baum, C., Bol, R., Kühn, O., ... Leinweber, P. (2015). Innovative methods in soil phosphorus research: A review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 178(1), 43-88. <https://doi.org/10.1002/jpln.201400327>
- Maharjan, M., Maranguit, D., & Kuzyakov, Y. (2018). Phosphorus fractions in subtropical soils depending on land use. *European Journal of Soil Biology*, 87, 17-24. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2018.04.002>
- Maranguit, D., Guillaume, T., & Kuzyakov, Y. (2017). Land-use changes affects phosphorus fractions in highly weathered tropical soils. *Catena*, 149, 385-393. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.10.010>
- Meason, D. F., Idol, T. W., Friday, J. B., & Scowcroft, P. G. (2009). Effects of fertilization on phosphorus pools in the volcanic soil of a managed tropical forest. *Forest Ecology and Management*, 258(10), 2199-2206. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.04.001>
- Molina-Sánchez, A., Delgado, P., González-Rodríguez, A., González, C., Gómez-Tagle, A. F., & López-Toledo, L. (2019). Spatio-temporal approach for identification of critical conservation areas: a case study with two pine species from a threatened temperate forest in Mexico. *Biodiversity and Conservation*, 28, 1863-1883. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01767-y>
- Morel, C., Tiessen, H., & Stewart, J. W. B. (1996). Correction for P-sorption in the measurement of soil microbial biomass P by CHCl<sub>3</sub> fumigation. *Soil Biology and Biochemistry*, 28(12), 1699-1706. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(96\)00245-3](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(96)00245-3)
- Murphy, J., & Riley, J. P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27, 31-36. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(00\)88444-5](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)88444-5)
- Nash, D. M., Haygarth, P. M., Turner, B. L., Condon, L. M., McDowell, R. W., Richardson, A. E., Watkins, M., & Heaven, M. W. (2014). Using organic phosphorus to sustain pasture productivity: A perspective. *Geoderma*, 221-222, 11-19. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.12.004>
- NOM-021-SEMARNAT-2000 (Norma Oficial Mexicana). (2002). Antes NOM-021-RECNAT- 2000. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudio, muestreo y análisis. *Diario Oficial de la Federación*. D. F.: SEGOB.
- Oehl, F., Frossard, E., Fliessbach, A., Dubois, D., & Oberson, A. (2004). Basal organic phosphorus mineralization in soils under different farming systems. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(4), 667-675. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2003.12.010>
- Quintero-Sánchez, R., Gioanetto, F., Díaz-Vilchis, J. T., & Saldaña-Banderas, J. L. (2011). *El cultivo del aguacate orgánico*. Guía técnica. Morelia, Michoacán: Ediciones Michoacanas, S. A. ISBN: 978-607-9096-07-6.
- Richter, D. D., Allen, H. L., Li, J., Markewits, D., & Raikes, J. (2006). Bioavailability of slowly cycling soil phosphorus: major restructuring of soil P fractions over four decades in an aggrading forest. *Oecologia*, 150, 259-271. <https://doi.org/10.1007/s00442-006-0510-4>
- SAS Institute. (2000). *SAS/SAT user's guide: statistics*. SAS Institute. Cary, NC, USA.
- Spohn, M., Ermak, A., & Kuzyakov, Y. (2013). Microbial gross organic phosphorus mineralization can be stimulated by root exudates-A<sup>33</sup>P isotopic dilution study. *Soil Biology and Biochemistry*, 65, 254-263. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.05.028>
- Stutter, M. I., Shand, C. A., George, T. S., Blackwell, M. S. A., Dixon, L., Bol, R.,... Haygarth, P. M. (2015). Land use and soil factors affecting accumulation of phosphorus species in temperate soils. *Geoderma*, 257-258, 29-39. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.03.020>
- Takahashi, T., & Dahlgren, R. A. (2016). Nature, properties and function of aluminum-humus complexes in volcanic soils. *Geoderma*, 263, 110-121. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.032>
- Tian, D., & Niu, S. (2015). A global analysis of soil acidification caused by nitrogen addition. *Environmental Research Letters*, 10(2), 1-10. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/10/2/024019>
- Velásquez, G., Ngo, P. T., Rumpel, C., Calabi-Floody, M., Redel, Y., Turner, B. L., Condon, L. M., & De la Luz Mora, M. (2016). Chemical nature of residual phosphorus in Andisols. *Geoderma*, 271(1), 27-31. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.01.027>
- Velásquez, A., Mas, J. F., Díaz Gallegos, J. R., Mayorga-Saucedo, R., Alcántara, P. C., Castro, R.,... Palacio, J. L. (2002). Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. *Gaceta Ecológica*, 62, 21-37.