

# Expansión neutral de carbono de plantaciones de palma de aceite en el neotrópico\*

## Carbon Neutral Expansion of Oil Palm Plantations in the Neotropics

**CITACIÓN:** Quezada, J. C., Etter, A., Jaboury, G. Buttler, A. & Guillaume, T. (2019). Expansión neutral de carbono de plantaciones de palma de aceite en el neotrópico (Traductor Arenas, C.). *Palmas*, 41(1) 88-109.

\* Traducido del original *Carbon Neutral Expansion of Oil Palm Plantations in the Neotropics*, publicado en la revista *Science Advances*, volumen 31, número 3 de 2009 p. 331-347, disponible en <https://advances.sciencemag.org/content/5/11/eaaw4418>

Este artículo es distribuido bajo una Licencia Creative Commons de Atribución no comercial 4.0 (C BY-NC).

### **JUAN CARLOS QUEZADA**

Laboratorio de Sistemas Ecológicos (ECOS).  
Instituto Federal Suizo para la Investigación de  
Bosques, Nieves y el Paisaje (WSL).  
quezadarivera@gmail.com

### **ANDRÉS ETTER**

Departamento de Ecología y Territorio, Pontificia  
Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia

### **JABOURY GHAZOUL**

Presidente de Manejo del Ecosistema, Instituto de  
Ecosistemas Terrestres, departamento de Ciencias de  
Sistemas Ambientales.  
Centro de Bosques y Paisajes Sostenibles, Universidad  
de Edimburgo.

### **ALEXANDRE BUTTLER**

Laboratorio de Sistemas Ecológicos (ECOS)  
Instituto Federal Suizo para la Investigación de  
Bosques, Nieves y el Paisaje WSL  
Laboratoire de Chrono-Environnement

### **THOMAS GUILLAUME**

Laboratorio de Sistemas Ecológicos (ECOS).  
Instituto Federal Suizo para la Investigación de  
Bosques, Nieves y el Paisaje (WSL).

## Resumen

Se requieren alternativas a las trayectorias de cambio de uso del suelo con deforestación, las cuales son ecológicamente devastadoras, para reducir la huella de carbono de las plantaciones de palma de aceite (PA) en el trópico. Si bien se han propuesto varias opciones de cambio, hasta el momento no existen datos empíricos sobre sus efectos a largo plazo en las reservas de carbono del ecosistema. Nuestros resultados muestran que la conversión de pastos a cultivos de PA en regiones de sabana no modifica el almacenamiento de carbono después de 56 años en Colombia. En comparación con la conversión de selvas tropicales, este cambio del uso del suelo alternativo reduce las pérdidas netas de carbono del ecosistema en  $99,7 \pm 9,6$  %. El carbono orgánico del suelo (COS) se redujo hasta 36 años después de la conversión debido a la

rápida descomposición del carbono derivado de pastos, contrarrestando las ganancias de este en la biomasa de PA. La recuperación del contenido de carbono en la capa superior del suelo sugiere que las reservas de COS podrían recobrase parcialmente durante un tercer ciclo de plantación. Por lo tanto, se puede lograr una mayor sostenibilidad de la PA si su expansión se encamina hacia pastizales.

## Abstract

Alternatives to ecologically devastating deforestation land use change trajectories are needed to reduce the carbon footprint of oil palm (OP) plantations in the tropics. Although various land use change options have been proposed, so far, there are no empirical data on their long-term ecosystem carbon pools effects. Our results demonstrate that pasture-to-OP conversion in savanna regions does not change ecosystem carbon storage, after 56 years in Colombia. Compared to rainforest conversion, this alternative land use change reduces net ecosystem carbon losses by  $99.7 \pm 9.6\%$ . Soil organic carbon (SOC) decreased until 36 years after conversion, due to a fast decomposition of pasture-derived carbon, counterbalancing the carbon gains in OP biomass. The recovery of topsoil carbon content, suggests that SOC stocks might partly recover during a third plantation cycle. Hence, greater OP sustainability can be achieved if its expansion is oriented toward pasture land.

## Introducción

Las selvas tropicales han sido una gran fuente de tierra para plantaciones de palma de aceite (PA) establecidas de manera reciente, particularmente en los principales países productores como Indonesia y Malasia (1, 2). La conversión de selvas tropicales a plantaciones de PA afecta negativamente a una serie de funciones del ecosistema incluyendo el almacenamiento de carbono (C), la fertilidad del suelo y la biodiversidad (3, 4). En el Sudeste Asiático, un punto caliente mundial para las emisiones de gases de efecto invernadero por la deforestación y el cambio de uso del suelo, la deforestación para el cultivo de PA fue la segunda fuente de emisiones de  $\text{CO}_2$  [ $\sim 0,3$  gigatoneladas (GT) de  $\text{CO}_2$  año<sup>-1</sup>] (5). El reemplazo de las áreas boscosas con plantaciones de PA reduce el almacenamiento de C del ecosistema en hasta  $173 \text{ Mg C ha}^{-1}$ , debido principalmente a la abrupta pérdida de biomasa (6, 7). Estas pérdidas de C en el ecosistema se exacerban cuando se establecen plantaciones de PA en turba tropical, como ha ocurrido en el Sudeste Asiático (8, 9).

En respuesta al impacto ambiental negativo asociado con la deforestación, se han propuesto varias trayec-

torias de cambio en el uso del suelo que no incluyen esta actividad, para lograr una expansión de PA más sostenible, entre las que se encuentran el uso de tierras marginales y la conversión de sabanas y pastizales (10, 11). De estos, el último es de mucho interés debido a la gran cantidad de tierra con sistemas pastoriles y sus bajas reservas de biodiversidad y C de biomasa (3, 12, 13). Esta conversión en el uso del suelo incluso tiene potenciales beneficios de mitigación del cambio climático, aumentando el secuestro de C dado que la PA tiene más biomasa de C por encima del suelo que los pastizales (11). No obstante, aún hay varias incertidumbres (2, 14), particularmente respecto a los cambios totales de carbono (CTC) en el ecosistema, las reservas de carbono orgánico del suelo (COS) y otras propiedades del mismo. Estudios de metaanálisis sobre la conversión de pastizales en plantaciones perennes (usualmente llamada aforestación) mostraron cambios contrastantes en las reservas de COS (15, 16). Tan solo dos investigaciones recientes han cuantificado los efectos de la conversión de prados y pastizales en plantaciones de PA sobre el almacenamiento de COS, pero sus resultados se contradicen (17, 18). Los estudios sobre la trayectoria del cambio del uso del suelo con deforestación para el desarrollo de PA en tierras boscosas son mucho más numerosos. La mayoría reportan que la

conversión de bosque a PA lleva a la degradación del suelo y a pérdidas de C debido a un menor consumo de materia orgánica (MO) y a la erosión (4, 17, 19, 20), aunque algunos han notado efectos positivos o poco claros sobre el COS (17, 21, 22). Además, y a pesar de la visión generalmente aceptada sobre las pérdidas de COS en plantaciones de PA y el papel fundamental de la materia orgánica del suelo (MOS) sobre la productividad del mismo, parece que su fertilidad química y la disponibilidad de nutrientes no se ven afectadas negativamente por el cultivo de PA, probablemente debido al uso de fertilizantes minerales en las plantaciones (4, 23).

Los cambios informados en el COS, después de una conversión en el uso del suelo a PA ocurrieron principalmente en las capas superficiales (0 a 30 cm) y no se detectaron efectos en el subsuelo. No obstante, hasta ahora la literatura se ha enfocado en el primer ciclo de rotación de PA (25 a 30 años) o incluso en periodos más cortos, lo cual puede no ser suficiente tiempo para comprender los efectos de los procesos subterráneos en curso. La evidencia de otros tipos de cambio del uso del suelo ha demostrado que el tiempo después del cambio en la vegetación (16, 24, 25) y la profundidad de la muestra (26) juegan un papel importante en la magnitud y dirección de lo que sucede en las reservas de COS. El tiempo después del cambio en el uso del suelo requerido para que los suelos alcancen, ya sea, un nuevo estado de equilibrio de C o una recuperación posterior después de las pérdidas iniciales de C, ocurre únicamente después de varias décadas (25, 26). En una revisión integral sobre las funciones del ecosistema en PA se enfatizó en la necesidad de considerar estudios a más largo plazo para evaluar los efectos de este cultivo en dichas funciones (4). La falta de respuestas observadas en las capas subterráneas puede explicarse por los cortos periodos considerados después de la conversión del uso del suelo. Los aportes de MO fresca de raíces profundas de palmas y de los nutrientes de lixiviación pueden ocurrir y estimular la mineralización microbiana de las grandes reservas de COS almacenadas en los subsuelos (27, 28). La ausencia de cambios en las reservas de COS en el subsuelo no necesariamente indica que el COS viejo estabilizado durante los usos previos del suelo no se vio afectado por la conversión, pues puede ser reemplazado por nuevo COS derivado de los insumos de la PA. Esto puede investigarse cuando se establece PA, que tiene un metabolismo fo-

tosintético C3, en pastizales o sabanas tropicales, dominados por pastos con un metabolismo fotosintético C4 (29). Las diferentes intensidades de fraccionamiento de los dos metabolismos fotosintéticos resultan en diferencias en el isótopo trazador ( $\delta^{13}C$ ) de la biomasa, permitiendo determinar el origen del COS (30). Esto proporciona una poderosa herramienta para determinar la descomposición y estabilización de COS después de un cambio en el uso del suelo.

En Colombia, la expansión de las plantaciones de PA ha ocurrido principalmente en pastos sembrados en sabanas despejadas y, en cierta medida, también en sabanas tropicales nativas. Estos cambios en el uso de la tierra contrastan con las trayectorias de deforestación de los principales países productores de PA en el Sudeste Asiático (14, 31). La cobertura de la PA en Colombia, actualmente el cuarto productor en el mundo, ha aumentado rápidamente, triplicándose en las últimas dos décadas y pasando de 160.000 a 480.000 hectáreas (32). De esta expansión, cerca del 60 % involucró el uso de pastizales de baja productividad (31). Casi la mitad del área dedicada al cultivo de PA en Colombia ocurre en la región de los llanos, en el oriente colombiano, donde la ganadería es el principal uso de la tierra (33, 34) y los escenarios futuros predicen una rápida tasa de crecimiento de la industria de la PA en esta región (31).

Este estudio pretende evaluar la transición de pasto a PA como una alternativa a la deforestación para mitigar las pérdidas netas de CTC frente a la expansión futura de PA. Específicamente, nuestra hipótesis es que las ganancias de C en la biomasa de PA pueden contrarrestarse con las pérdidas de C en el suelo. Las reservas de COS se afectarían hasta los 50 cm de profundidad, pero se alcanzaría un nuevo equilibrio en todas las capas después de dos ciclos de rotación. Debido a la fertilización química a largo plazo en las plantaciones de PA, esperamos observar intercambios entre los servicios del ecosistema del suelo, tales como el almacenamiento de C y la provisión de nutrientes. Para probar estas hipótesis cuantificamos las dinámicas de las reservas de C en biomasa de PA, las reservas de COS derivadas de PA y pastizales hasta los 50 cm de profundidad, y la disponibilidad de nutrientes durante una cronosecuencia, a largo plazo, de 56 años de plantaciones de PA establecidas en antiguos pastizales en Colombia, sacando ventaja del cambio de vegetación C4 a C3.

## Resultados

### Dinámicas de reservas de carbono en el suelo

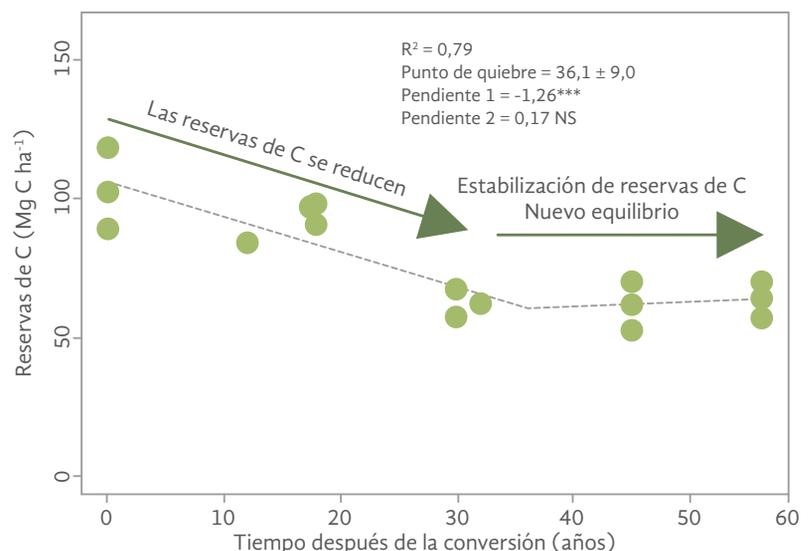
El cultivo de PA en antiguos pastizales afectó severamente las reservas de COS a una profundidad de 50 cm (Figura 1). De los  $102 \pm 8 \text{ Mg C ha}^{-1}$  almacenados en el pasto,  $39 \pm 8\%$  se perdieron después de 56 años del cultivo de PA. No obstante, las dinámicas de pérdida de C no siguieron una tendencia lineal ni exponencial; por el contrario, siguieron dos tendencias en una, las cuales se ajustan a un modelo de regresión segmentada (Figura 1 y Tabla S1, véase material complementario). Las reservas de COS hasta los 50 cm se redujeron constantemente hasta el comienzo del segundo ciclo de PA (punto de quiebre,  $36,1 \pm 9,0$  años) a una tasa de  $1,26 \pm 0,26 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , después de lo cual se estabilizaron durante el segundo ciclo de rotación de PA.

Las dinámicas de las reservas totales de COS hasta los 50 cm resultaron de la combinación de tasas y patrones variables en la acumulación de C derivado de PA y la descomposición de C producto de pastizales a diferentes profundidades (Figura 2). En la capa superficial del suelo (0 a 10 cm), las reservas de COS sin cultivos se redujeron drásticamente a una tasa de  $0,42 \pm 0,08 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  hasta  $39,1 \pm 4,5$  años, y luego se estabilizaron durante el resto del tiempo del cultivo. La reducción inicial en estas reservas fueron impulsadas por una pérdida marcada en el C

derivado de pastizales (77 % después de 39 años) que no fue totalmente compensada por la acumulación de C producto de PA durante el mismo periodo (Figura 2A). La descomposición del COS derivado de pastizales ocurrió después de un declive de primer orden con una vida media de 18,7 años ( $k = 0,037 \pm 0,0038$ ; Tabla 1). La acumulación de COS derivado de PA en la capa superficial del suelo se ajustó de mejor manera a un aumento exponencial en el modelo de equilibrio, indicando una saturación en la acumulación de C derivado de PA. El aporte bruto estimado de C derivado de PA fue de  $0,62 \pm 0,10 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , y su tasa de decaimiento anual fue de  $0,038 \pm 0,010 \text{ año}^{-1}$ . Las constantes de la tasa de decaimiento de MOS entre el C derivado de PA y el derivado de pastos fue similar, sugiriendo que no hay una fuente de C preferencial para los descomponedores.

Al punto de quiebre (39 años), la diferencia neta entre las tasas cinéticas de cambio (según la diferencia entre la primera derivada de las Ecuaciones 4 y 5) fue muy baja ( $-0,13 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ). Las reservas de COS en los primeros 10 cm alcanzarían el equilibrio a  $16,33 \text{ Mg ha}^{-1}$  (calculado como la división entre los parámetros  $A$  y  $k$  de la Ecuación 4), según el modelo basado en los isótopos C; es decir, un nivel similar al estimado mediante la regresión segmentada basada en el COS sin cultivo ( $15,46 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ; Tabla 1). Estas últimas dos estimaciones validaron los dos enfoques (COS sin cultivo e isotópico) utilizados para estimar la dinámica de C en este artículo de forma cruzada.

**Figura 1.** Reservas de carbono en el suelo después de la conversión de pastos a plantaciones de PA, a 0-50 cm de profundidad. La línea punteada representa la ecuación de regresión segmentada ajustada. Se indica la significancia de los coeficientes de la pendiente en cada punto de quiebre ( $***P < 0,001$ )

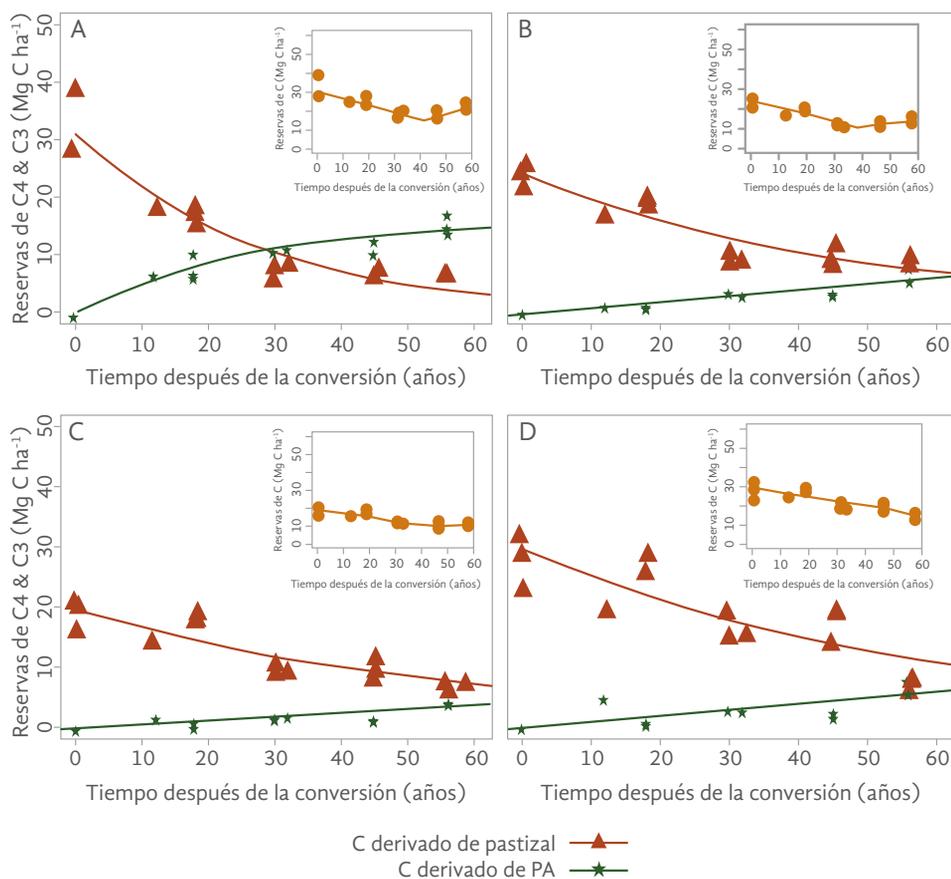


Las dinámicas de reservas de COS sin cultivos en las dos capas de suelo más profundas (10 a 20 cm y 20 a 30 cm) mostraron patrones similares, es decir, una reducción constante seguida de una estabilización de existencias a lo largo de la segunda rotación (Figuras 2B y 2C; Tabla 1). Sin embargo, las tasas de pérdida de C para estas dos capas de suelo fueron 14 % y 46 % menos pronunciadas que las de la capa superficial del suelo, pero se estabilizaron en un tiempo similar:  $37,8 \pm 4,4$  y  $38,9 \pm 10,3$  años para las profundidades de suelo de 10 a 20 cm y de 20 a 30 cm, respectivamente. La descomposición del COS derivado de pastos también siguió un decaimiento exponencial en las capas de 10 a 20 cm y de 20 a 30 cm. Sin embargo, las tasas de declive fueron inferiores, resultando en una vida media más grande para estos grupos en comparación con la capa

superficial (18,7, 34,7 y 40,8 años para las profundidades de suelo de 0 a 10 cm, de 10 a 20 cm y de 20 a 30 cm, respectivamente). En contraste con la capa superficial del suelo, la acumulación de C derivado de la PA no mostró ninguna saturación, con tasas constantes de acumulación de  $0,10 \pm 0,01$  y  $0,07 \pm 0,01$  Mg C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> para las capas de 10 a 20 cm y de 20 a 30 cm, respectivamente, a lo largo de dos ciclos de rotación (Figuras 2B a 2D; Tabla 1).

Tal y como se mencionó arriba, las reservas de COS sin cultivos alcanzaron un equilibrio en la capa de 0 a 30 cm. En contraste, estas reservas, en la capa más profunda del suelo (30 a 50 cm) seguían decreciendo a una tasa de  $0,25$  Mg C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>  $\pm 0,04$  ( $R^2 = 0,71$ ; Tabla 1) después de 56 años. Estos hallazgos son importantes pues, hasta ahora, ningún estudio ha reportado los

**Figura 2.** Dinámicas del C derivado del C4 de pasto y C3 de PA después de la conversión de pastizales a plantaciones de PA. (A) Capa del suelo de 0 a 10 cm, (B) capa del suelo de 10 a 20 cm, (C) capa del suelo de 20 a 30 cm y (D) capa del suelo de 30 a 50 cm. Los gráficos insertados muestran las reservas de COS sin cultivos para cada capa. Véase la Tabla 1 para las funciones utilizadas y sus parámetros cinéticos.



**Tabla 1.** Lista de funciones y parámetros cinéticos. Los parámetros describen cambios en las reservas de COS sin cultivos y reservas de C derivadas de C3 y C4, en las cuatro capas del suelo muestreadas.  $R^2$ : coeficiente de determinación; pendientes 1 y 2: significancia de las dos pendientes para el análisis de regresión segmentada;  $k$ : tasa constante;  $A$ : aporte anual de C3-C;  $C_0$ : reservas de COS antes del cambio de pastizal a PA. \*\* $P < 0,01$ ; \*\*\*  $P < 0,001$  NS = No significativo

Capa del suelo	Tipo de modelo	Función	$R^2$	Pendiente 1	Pendiente 2	AIC	$k$ ( $\text{año}^{-1}$ )	Vida media	A	$C_0$
Suelo no cultivado, 0 a 10 cm	Segmentado	$F(t) = 31,87 - 0,42*t$	0,75	***	NS	88,26	-	-	-	-
C derivado de PA, 0 a 10 cm	Aumento exponencial a equilibrio	$F(t) = -0,62*\exp(-0,038*t) + 0,62/0,038$	0,91	-	-	66,0	**	18,1	***	-
C derivado de pastizales, 0 a 10 cm	Decaimiento único exponencial	$F(t) = 31,4*\exp(t* - 0,037)$	0,91,	-	-	86,2	***	18,7	-	***
Suelo no cultivado, 10 a 20 cm	Segmentado	$F(t) = 24,49 - 0,36*t$	0,83	***	NS	75,52	-	-	-	-
C derivado de PA, 10 a 20 cm	Lineal	$F(t) = -0,27 + 0,10*t$	0,85	-	-	46,4	-	-	-	-
C derivado de pastizales, 10 a 20 cm	Decaimiento único exponencial	$F(t) = 24,1*\exp(t* - 0,02)$	0,84	-	-	80,7	***	34,7	-	***
Suelo no cultivado, 20 a 30 cm	Segmentado	$F(t) = 19,91 - 0,23*t$	0,75	***	NS	75,08	-	-	-	-
C derivado de PA, 20 a 30 cm	Lineal	$F(t) = 0,20 - 0,07*t$	0,7	-	-	45,56	-	-	-	-
C derivado de pastizales, 20 a 30 cm	Decaimiento único exponencial	$F(t) = 19,8*\exp(t*-0,02)$	0,79	-	-	77,7	***	40,8	-	***
Suelo no cultivado, 30 a 50 cm	Lineal	$F(t) = 29,42 - 0,25*t$	0,71	-	-	87,73	-	-	-	-
C derivado de PA, 30 a 50 cm	Lineal	$F(t) = 0,02 + 0,10*t$	0,60	-	-	66,39	-	-	-	-
C derivado de pastizales, 30 a 50 cm	Decaimiento único exponencial	$F(t) = 29,8*\exp(t* - 0,016)$	0,69	-	-	99	***	43,3	-	***

efectos del cambio en el uso de la tierra a PA sobre los horizontes del subsuelo. Las tasas de pérdida de C obtenidas para las reservas de COS sin cultivo (pendiente 1 para las tres capas superiores del suelo y pendiente de regresión lineal para la capa más profunda) se redujeron gradualmente con la profundidad del suelo de  $0,42 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  en la superficie de 10 cm a  $0,13 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  en la profundidad de 30 a 50 cm y de 40 a 50 cm (calculada a partir de la mitad de la profundidad de 30 a 50 cm).

### Reservas de carbono en el ecosistema

Las plantaciones de PA contienen una biomasa total (aérea y subterránea) sustancialmente mayor que la de los pastizales. La biomasa total de PA aumentó a

una tasa de acumulación de  $3,3 \pm 0,1 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , durante los 30 años del primer y segundo ciclo de cultivo. Esto corresponde con las reservas de C en biomasa de PA promediadas en tiempo de  $49,5 \pm 1,5 \text{ Mg C ha}^{-1}$ , es decir, cinco veces más que los  $10 \text{ Mg C ha}^{-1}$  que suelen encontrarse en los pastizales de esta región (35, 36). Si bien las reservas de COS variaron con la edad de la plantación, en general el suelo era el principal reservorio de C en el ecosistema. El aporte de las reservas de COS a CTC cambió del 38 % en el primer ciclo de plantación de 30 años de edad al 87 % en el segundo ciclo de plantación de 2 años de edad, recientemente sembrado (32 años).

El CTC promediado en el tiempo en pastizales llegó a  $112,8 \pm 8,3 \text{ Mg C ha}^{-1}$ , asumiendo reservas de COS constantes ( $102,8 \pm 8,3 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ) y una biomasa total

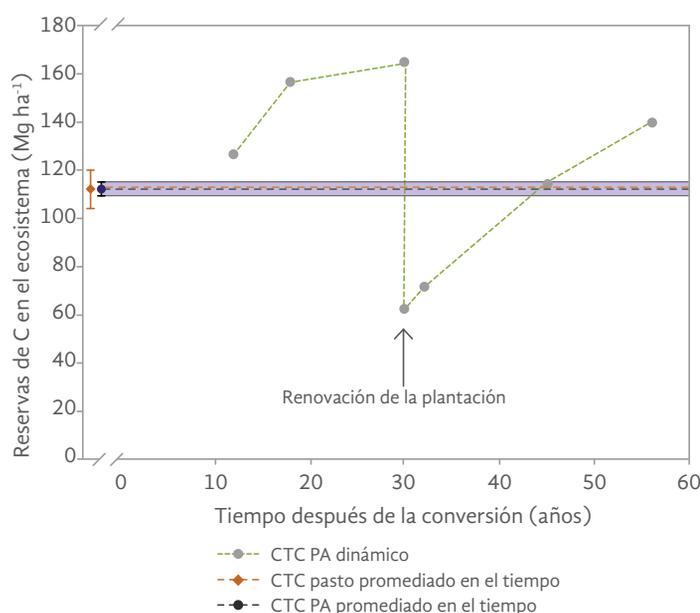
del pastizal de  $10 \text{ Mg C ha}^{-1}$  (Figura 3). Durante un gran número de ciclos de rotación de PA, las reservas de COS promediadas en el tiempo de plantaciones serían iguales a las reservas en equilibrio ( $62,61 \pm 2,73 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ; Figura 1). En consecuencia, el CTC promediado en el tiempo en plantaciones de PA llega a  $112,3 \pm 3,2 \text{ Mg C ha}^{-1}$  (Figura 3). Lo que indica que la conversión de pastizales a plantaciones de PA en esta región está cercana a la neutralidad de carbón ( $-0,5 \pm 8,8 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ) considerando varios ciclos de PA. La tasa de acumulación de C en la biomasa fue mayor ( $3,3 \pm 0,1 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ) que la tasa de pérdidas de COS ( $1,26 \pm 0,3 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ). Como resultado, el CTC durante el primer ciclo de rotación siempre fue mayor que en el pastizal, pero solo durante aproximadamente la mitad del tiempo para el segundo ciclo de rotación, cuando las reservas de COS alcanzaron el equilibrio (Figura 3). Por lo tanto, las plantaciones de PA fueron un sumidero de C continuamente, incluso durante la fase de pérdidas de COS, excepto en el momento de la resiembra de la plantación, cuando se destruyó la biomasa de PA.

## Fertilidad del suelo

El contenido de COS, a diferencia de las reservas de COS, aumentó significativamente  $41,1 \pm 2,7$  años después de una reducción inicial en los 0 a 10 cm. Sin embargo esa recuperación de C no alcanzó el contenido inicial de C en el suelo presente bajo el pasto ( $2,5 \pm 0,1 \%$ ; Figura 4A). La tasa de aumento en el contenido de C en el suelo fue casi el doble en comparación con la reducción ( $-0,03 \pm 0,02 \%$ ). Esta recuperación parcial de contenido de COS se observó hasta una profundidad de 30 cm, pero no más allá, donde el contenido de COS continuaba decreciendo linealmente ( $R^2 = 0,75$ ) 56 años después de la siembra de PA.

La disponibilidad de macronutrientes mejoró fuertemente hasta una profundidad de 50 cm (Tabla S2, véase material complementario). La suma de los cationes mostró una tendencia decreciente con profundidad en todos los sitios. No obstante, la totalidad de las capas presentaron un factor de enriquecimiento similar de 3,9 a 5,6 de la suma de cationes, indicando el lixiviado de nutrientes, de los nutrientes aplicados

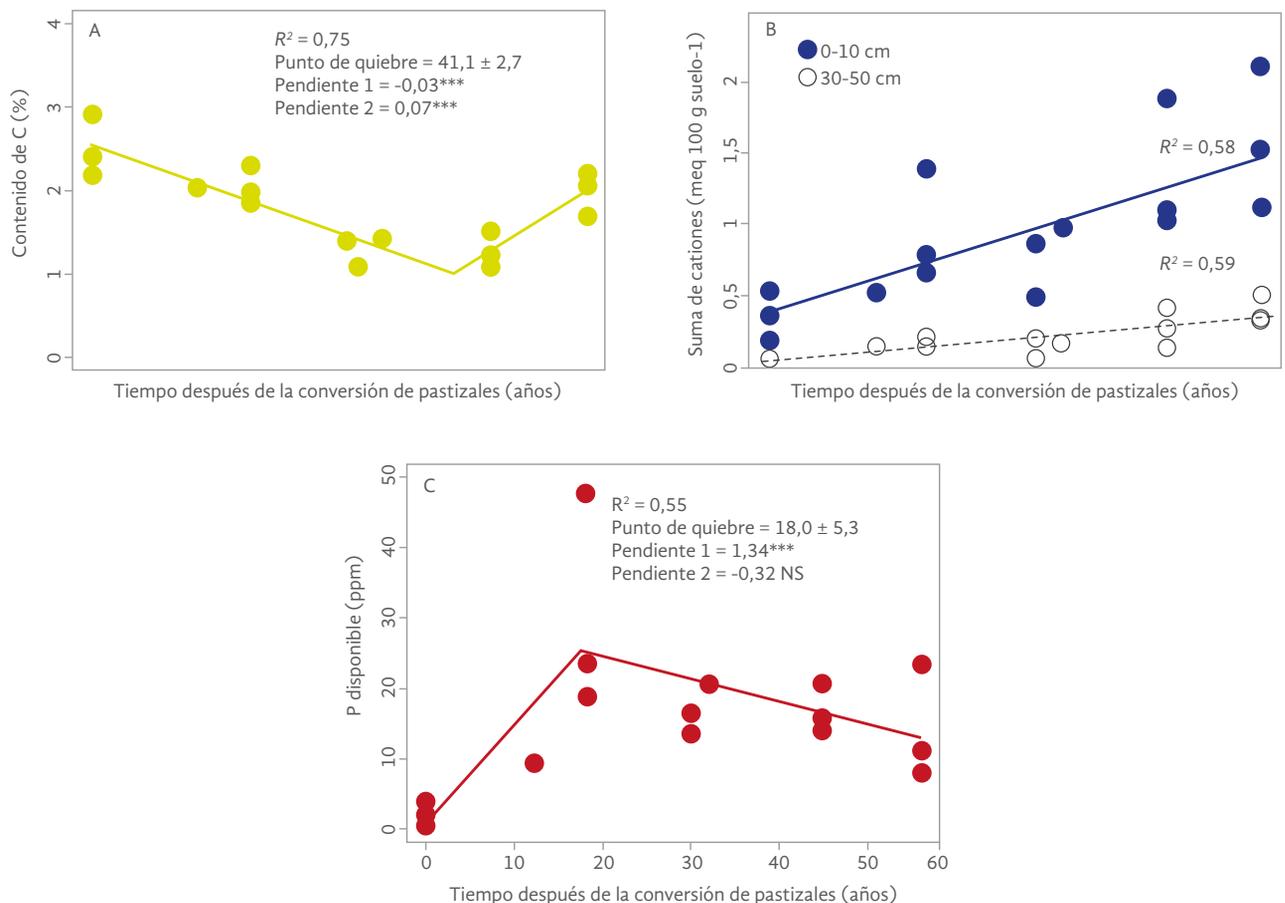
**Figura 3.** Reservas de CTC. El CTC en plantaciones de PA y pastizales incluye biomasa aérea y subterránea y reservas de COS hasta los 50 cm (pero no árboles muertos después de la resiembra). El diamante anaranjado y sus barras verticales de error estándar (SE) corresponden a las reservas CTC en pastizales, promediadas en el tiempo. El círculo morado y sus barras verticales de SE corresponden a las reservas CTC de PA promediadas en el tiempo y la barra morada indica las reservas CTC promediadas en el tiempo ruante los 56 años de cultivo de PA.



mediante fertilización. El enriquecimiento de estos nutrientes no mostró saturación con el tiempo (Figura 4B). La saturación base (SB) aumentó en las cuatro capas, hasta por un factor de 4, 56 años después de la conversión en la capa de 30 a 50 cm de profundidad. El P Bray disponible mostró un patrón diferente. Este alcanzó el pico en  $18,0 \pm 5,3$  años y después se niveló en valores más altos que en los pastos en los 10 cm superiores (Figura 4C). Este mismo patrón, con pequeñas

variaciones en el punto de quiebre estimado, se encontró para la profundidad del suelo de 30 a 50 cm. Sin embargo, un decrecimiento significativo durante los últimos años del primer ciclo y la totalidad del segundo ciclo le siguió al pico observado. Esto sugiere el lixiviado de P hacia el subsuelo en el corto plazo (primer ciclo de PA). Los valores de pH del suelo mostraron un rango estrecho de 4,0 a 4,6 en varios usos y profundidades del suelo.

**Figura 4.** Dinámicas de fertilidad química del suelo. (A) El contenido de C del suelo como función del tiempo después de la conversión de pastizal a plantaciones de PA en la superficie del suelo (0 a 10 cm). La línea amarilla representa la ecuación de regresión segmentada ajustada. Se indica la significancia de los coeficientes de pendiente para cada lado de los puntos de quiebre ( $***P < 0,001$ ). (B) Suma de cationes como función del tiempo después de la conversión de pastizal a plantaciones de PA en dos profundidades del suelo: círculos coloreados (0 a 10 cm), círculos delineados, (30 a 50 cm). Las líneas representan las ecuaciones de regresiones lineales. (C) Fósforo disponible (P Bray) como función del tiempo después de la conversión de pastizal a plantaciones de PA en la superficie del suelo (0 a 10 cm). La línea roja representa la ecuación de regresión segmentada ajustada. Se indica la significancia de los coeficientes de pendiente para cada lado de los puntos de quiebre ( $***P < 0,001$ ).



El cultivo de PA no tuvo un efecto constante a lo largo de los dos ciclos de rotación y la profundidad del suelo, tal y como lo muestra el análisis de componentes principales (ACP; Figura 5). Durante el primer ciclo, la cantidad (contenido de COS) y calidad (proporción C/N) de MO se redujo, mientras que los nutrientes y densidad aparente (DA) aumentaron en las capas de superficie (0 a 10 cm) y en el subsuelo (30 a 50 cm), tal y como lo muestra el primer componente principal (PC1, 35,7 % a 0 a 10 cm y 45,1 % a 30 a 50 cm). Durante el segundo ciclo, los efectos del cultivo siguieron siendo similares en el subsuelo (Figura 5B), mientras que la capa de suelo superficial mostró una recuperación parcial del contenido pero no de la calidad de COS, lo que sugiere una ligera mejora en la fertilidad superficial en las plantaciones más viejas.

## Discusión

Demostramos que la conversión de pasto a PA en Colombia se compara favorablemente, en términos de cambios en el C del ecosistema, a la expansión de la PA en áreas boscosas, como suele ocurrir en los principales países productores de PA del Sudeste Asiático. Si bien la conversión de selvas tropicales en Sumatra (6) llevó a una pérdida de 173 Mg C ha<sup>-1</sup>, la conversión de pastizales a plantaciones de PA fue neutral en C (-0,5 ± 8,8 Mg C ha<sup>-1</sup>), reduciendo las pérdidas de CTC en 99,7 ± 9,6 %. Adicionalmente, establecer PA en pastizales no solo evita la gran pérdida inicial de C almacenada en la biomasa de la selva tropical, sino también aumenta las reservas de C en biomasa. No obstante, convertir pastizales a PA no actuó como un sumidero de C porque la conversión causó grandes reducciones de COS que contrarrestaron las ganancias en C de biomasa de la PA.

El C almacenado en PA promediado en el tiempo se ve principalmente afectado por la longitud de los ciclos de rotación (6). Acortar este tiempo a 25 años, como es común en el Sudeste Asiático, reduciría el C en biomasa promediado en el tiempo en 17 % (aproximadamente 8 Mg C ha<sup>-1</sup>), llevando a una pequeña pérdida de C después del cambio en el uso del suelo. El C de biomasa de PA encontrado en las plantaciones de Colombia fue similar al reportado para las plantaciones de Indonesia (6, 37). Las reservas de carbono que no se midieron en este estudio, como las pilas de frondas o la vegetación del subsuelo, si las hay (<3 Mg

C ha<sup>-1</sup>) tienen un aporte insignificante al CTC (37). El factor principal que determina si el cambio en el uso del suelo resultará en pequeñas ganancias o pérdidas de C es la cantidad inicial de COS en el ecosistema de pastizales convertido. Las pérdidas de este, después del cambio en el uso del suelo no son constantes, pero sí son proporcionales con las reservas iniciales del mismo (20). La viabilidad inicial de las reservas de COS en los pastizales estudiados (Desviación estándar (SD) de 14,3 Mg C ha<sup>-1</sup>) excedió por sí sola el C almacenado en la biomasa de pasto. El manejo de los pastos investigados en este estudio podría representar el tipo de uso del suelo con el mayor almacenamiento de COS inicial en suelos bien drenados en esta región, dado que los pastos brachiara favorecen el secuestro de C en el suelo cuando reemplazan áreas boscosas o de pastizales en el neotrópico (38, 39). Adicionalmente, dado que la pluviosidad y la duración de la temporada de lluvias son mayores, los suelos en el piedemonte suelen contener reservas de C ligeramente más altas que las sabanas que se encuentran al este. Cuando se establecen plantaciones de PA en pastos degradados o en otras partes de los llanos se esperan menores pérdidas de COS y, en consecuencia, un cambio positivo en el almacenamiento de C en el ecosistema (40). El mismo argumento suele utilizarse para justificar la transformación de las sabanas nativas sin considerar los valores de biodiversidad y servicios de estos ecosistemas naturales. Dado que se espera que los llanos continúen siendo un área importante para la expansión de PA en Colombia, se debería prestar especial atención a la pérdida de sabanas nativas en lugar de a los pastos.

La cantidad de COS perdido después de la conversión de estos pastizales fue mayor que la reportada cuando se convirtieron selvas tropicales en plantaciones de PA, probablemente debido a la alta cantidad de COS (102 Mg ha<sup>-1</sup>) almacenada hasta los 50 cm en los pastizales estudiados (19, 20, 41). Este hallazgo está alineado con lo encontrado anteriormente en un estudio brasileño, donde las pérdidas de COS eran más pronunciadas para las plantaciones de PA derivadas de pastizales que para las derivadas de áreas boscosas (17). Sin embargo, la proporción del COS inicial perdido en este estudio (39 %) fue similar a la reportada para las plantaciones derivadas de selva tropical, con la diferencia de que tomó más tiempo llegar a un nuevo equilibrio en las plantaciones derivadas de pastizales (20).



Suele asumirse que las dinámicas de las reservas de COS después del cambio en el uso del suelo siguen un decaimiento único exponencial hasta llegar a un nuevo equilibrio, es decir, la mayoría de las pérdidas ocurren dentro de la década siguiente a la conversión (20, 42, 43). En este estudio, las pérdidas fueron constantes y se extendieron durante más tiempo. La rápida reducción inicial, seguida de una fase de estabilización, confirma la lenta respuesta del COS al cambio en el uso del suelo y resalta la importancia de evaluar alteraciones en las dinámicas de los ciclos del C, ya sea a lo largo de escalas de tiempo más largas o investigar indicadores de COS más sensibles, es decir, MO particulada, en vez del tamaño total de las reservas de COS, cuando solo se estudian las plantaciones durante el primer ciclo de rotación. Las dinámicas de las reservas totales de COS fueron el resultado neto de varios patrones de dinámicas de reservas de C que dependen de la profundidad del suelo y el origen de este elemento. La descomposición de COS derivado de pastizales siguió a una sola disminución exponencial en cada capa, mientras que el COS derivado de PA se acumuló a una tasa constante, excepto para la profundidad de 0 a 10 cm, donde la acumulación de COS alcanzó la saturación. A pesar de la estabilización aparente de las reservas totales de COS hasta los 50 cm durante el segundo ciclo de rotación, el enfoque isotópico demostró que solo la capa de los primeros 10 cm se encontraba cerca al nivel de equilibrio (Figura 2A). En las profundidades de 10 a 30 cm, las tasas de pérdida de C derivado de pastizales y la estabilización de C derivado de PA fueron similares en las plantaciones más viejas, de manera que parece que las reservas sin cultivar alcanzaron el equilibrio. La tasa de descomposición en la capa de 30 a 50 cm siguió siendo más rápida que la tasa de estabilización, lo que explica que el subsuelo seguía perdiendo C 56 años después del cultivo de PA. Este hallazgo es relevante, pues hasta el momento ningún estudio ha informado sobre los efectos del cambio del uso del suelo a PA en los horizontes del subsuelo, presumiblemente debido a la relativa duración a corto plazo de la literatura existente.

Aún no es posible determinar en qué nivel se estabilizarán las reservas de COS para las capas por debajo de 10 cm dado que la acumulación de C derivado de PA no mostró ningún signo de saturación incluso después de 56 años. Bajo ciertas condiciones, las re-

servas de COS alcanzan un mínimo antes de volver a aumentar, justo como la forma común en U reportada en otros estudios dinámicos de COS a largo plazo (44, 45). Dado que la tasa de pérdidas de COS derivadas de pastizales se redujo con el tiempo después de la conversión, las tasas de estabilización pueden superar a las de descomposición si la estabilización no se satura antes. Este mecanismo puede explicar la recuperación del contenido de C en los primeros 10 cm (Figura 4) y confirmaría la tendencia similar observada para las reservas de COS al menos hasta los 20 cm de profundidad (Figuras 2 A y 2B). Se suele observar que el recambio de COS se desacelera con el aumento de la profundidad debido al mayor nivel de protección de COS de los minerales, la reducida actividad microbiana o los menores aportes de C de las raíces (46). Gracias a las dinámicas de C más lentas en el suelo profundo, es posible que las capas por debajo de los 10 cm de profundidad alcancen la fase de recuperación observada en la superficie durante el tercer ciclo de rotación. No obstante, es cuestionable si el suelo por debajo de los 30 cm seguirá las mismas dinámicas que la capa superior para llegar eventualmente a esta misma fase de recuperación (Figura 5B). El sistema de raíces de la PA tiene una arquitectura específica, con raíces finas creciendo hacia la superficie a partir de las gruesas raíces exploratorias que crecen horizontalmente a una profundidad aproximada de 30 cm (47). En consecuencia, la biomasa y la actividad de las raíces son mayores en los primeros 30 cm. Las capas por debajo de esta medida, reciben menos aportes de C de las raíces, pero siguen enriqueciéndose altamente con los nutrientes lixiviados de la fertilización pesada, favoreciendo la mineralización del COS. En consecuencia, a pesar de la estabilización de reservas de COS durante el segundo ciclo de rotación, las reservas pueden aumentar o disminuir ligeramente durante los siguientes ciclos, dependiendo de la intensidad de recuperación en la capa superior y del nivel de estabilización por debajo de los 30 cm de profundidad.

Nuestros hallazgos demuestran que la conversión de pastizales a PA tuvo un impacto importante en las reservas de COS. Los cambios a largo plazo más relevantes en su almacenamiento ocurrieron durante el primer ciclo de rotación de PA, en el que se perdió el 39 % del COS original. La segunda fase se caracterizó

por una redistribución del COS en el perfil del suelo, en el que una recuperación de este en la superficie compensó una reducción en el subsuelo, llevando a una estabilización de las reservas totales de COS hasta los 50 cm de profundidad. El impacto negativo de la PA sobre el almacenamiento de COS fue alto cuando se cultivó en pastizales, pero fue comparable con el impacto del cultivo intensivo de otras plantaciones no perennes en pastizales o selvas tropicales (16, 26). La degradación del suelo estuvo limitada principalmente por una reducción de MOS. Las típicas amenazas que afectaban la calidad física del suelo en plantaciones de PA establecidas en selvas tropicales, como la erosión y la compactación, fueron limitadas en los cultivos estudiados (19, 48). Si bien los suelos de pastizales pueden haberse compactado por el pisoteo, los de sabana nativa en la región de los llanos son compactos por naturaleza y, por lo tanto, menos sensibles a la compactación adicional (49). Además, la topografía de la región de los llanos está compuesta principalmente por áreas planas (es decir, piedemonte y llanuras altas y planas), reduciendo el riesgo de erosión del suelo, y en contraste con las islas de Indonesia, donde las plantaciones se ven afectadas por la erosión severa (19, 50).

Debido a la preparación del suelo antes del establecimiento de PA y las frecuentes aplicaciones de fertilizantes, inherentes a la baja calidad de los suelos locales, su fertilidad química y física fue similar o incluso mayor después de dos ciclos de cultivo de PA. Específicamente, mientras que el COS se redujo, la suma de las bases intercambiables aumentó durante la transición de pastizales a PA, implicando un intercambio entre las propiedades químicas del suelo y el COS en el largo plazo. Esto sugiere que el suministro de nutrientes de la PA se basa principalmente en la aplicación frecuente de fertilizantes minerales y no en los nutrientes liberados de la mineralización de la MOS por microorganismos. No obstante, los suelos no mostraron signos de degradación que pudieran evitar el establecimiento de nuevos cultivos o la restauración de comunidades de plantas seminaturales después del cultivo de PA. Esto es fundamental porque los cambios en el CTC siguen siendo teóricos, pues se asume que el cultivo de PA será permanente. En últimas, el impacto del cambio en el uso del suelo dependerá del que se le dé a la tierra después de la PA. Dado que las ganancias en las reservas

de C por biomasa desaparecen rápidamente mientras que las pérdidas de COS permanecen, el siguiente tipo de uso del suelo comenzaría con una deuda de C de aproximadamente 40 Mg C ha<sup>-1</sup> en el suelo después de 60 años de cultivo de PA. Por lo tanto, es importante mantener las propiedades físicas y químicas del mismo porque las pérdidas de COS por esta causa son, en un alto grado, reversibles (26). En consecuencia, la sostenibilidad del cultivo de PA se beneficiaría de la implementación de prácticas de manejo que incorporen residuos orgánicos, ya sea como racimos de fruta vacíos, compost o utilizando cultivos de cobertura como parte de los programas regulares de manejo de suelos.

Los suelos con plantaciones de PA en este estudio estaban lejos de la saturación de C, tal y como lo indican las reservas de COS más bajas que las encontradas en los pastos, y el aumento lineal del C derivado de PA observado en las capas del subsuelo. Por lo tanto, si aumentan los aportes de MO, puede esperarse un gran potencial para el secuestro de C en los suelos sujetos a esta alternativa, cuando se haga el cambio del uso. Adicionalmente, si se incrementa el COS y los nutrientes de manera orgánica limita el intercambio que afecta negativamente la biota del suelo al aumentar las sinergias entre las propiedades químicas del mismo y el COS (51, 52). Reemplazar la actividad biológica del suelo con fertilización mineral es riesgoso si los costos del fertilizante aumentan o su suministro se reduce en el futuro. Adicionalmente, la biota mejora la estabilidad y resiliencia del suelo, facilitando la restauración de antiguas plantaciones de PA (53).

Los pastizales tienden a emitir más óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) que las selvas tropicales (54); por lo tanto, si se expande la PA a los pastizales, es posible que este cambio alternativo en el uso del suelo se compare positivamente con el escenario ordinario de deforestación en términos de emisiones de N<sub>2</sub>O. Si se incentiva la adopción de un conjunto de prácticas para un mejor manejo de nutrientes, es decir, programas personalizados de fertilización en las plantaciones de PA, no solo se reducirían las pérdidas de nutrientes minerales, también se limitaría su efecto estimulante sobre la descomposición de MOS en las capas subterráneas, favoreciendo el agotamiento de COS profundo y reduciendo el presupuesto de emisiones de gases de efecto invernadero para prevenir las emisiones de N<sub>2</sub>O.

La PA es culpada por sus grandes impactos ambientales, especialmente por la reducción de reserva de C y biodiversidad, debido a la conversión de selvas tropicales; en consecuencia, la búsqueda de alternativas de cambio de uso del suelo de bajo impacto es imperativa. Este estudio proporciona evidencia empírica basada en campo de que la conversión de pastos a PA es neutral en C desde una perspectiva de almacenamiento de C del ecosistema. La disponibilidad de grandes áreas de pasto en el trópico, particularmente en Latinoamérica, podría limitar los impactos negativos de la expansión de PA en curso a las sabanas nativas y los bosques naturales (2, 14). Nuestros hallazgos indican que la conversión de pastos a PA puede ser una oportunidad para preservar e incluso aumentar el secuestro de C en el trópico y reducir la gran huella de C del desarrollo de este cultivo en tierras boscosas. Estudios recientes sobre la biodiversidad en el neotrópico también han demostrado que las plantaciones de PA establecidas en pastizales pueden permitir el desarrollo de otros ecosistemas que son mucho más ricos en vertebrados endémicos y en peligro de extinción (55, 56).

El diseño espacial de las plantaciones de PA también puede sacar mejor provecho de otros elementos de la cobertura terrestre natural, incluyendo bosques y sabanas restantes. Es probable que este mosaico de paisaje más heterogéneo proporcione una mayor resiliencia al ecosistema, favoreciendo tanto la productividad como la conservación. Se espera que el estudio incentive investigaciones sobre otros aspectos fundamentales de la expansión de la PA en áreas de pastizales, tales como la escasez estacional de agua y los temas socioeconómicos. Reconocemos que un cambio en la expansión de PA de tierras boscosas a pastizales no productivos necesita de un soporte de políticas. Mejorar los servicios de apoyo, incluyendo el desarrollo de infraestructura como plantas de beneficio, instalaciones de transporte y que suplan las necesidades sustanciales de mano de obra, podrían incentivar el desarrollo de PA en regiones en las que hay pastizales improductivos. Medidas adicionales, como la prohibición a la conversión de bosques o, por parte del consumidor, demandar esquemas de certificación efectivos para la producción de PA, también podrían reducir la deforestación para la expansión de PA y sus marcados impactos ambientales.

## Materiales y métodos

### Área de estudio

El estudio se realizó en La Cabaña, una plantación comercial de PA a gran escala (73°22'E, 4°16'N) y en tres fincas ganaderas adyacentes, cerca al municipio de Cumaral, en el departamento del Meta en Colombia. El área está ubicada en el piedemonte de la región, en los Llanos Orientales, cerca de la cordillera de los Andes, a una altitud de 300 m s. n. m. (Figura S1, véase material complementario). El clima del área es tropical, con una temporada seca bien marcada que va de diciembre a marzo. La pluviosidad anual es de aproximadamente 3.400 mm y la temperatura media es de 27 °C. El área de estudio se encuentra en las terrazas aluviales bien drenadas del pleistoceno y terciario tardío, donde los suelos son predominantemente inceptisoles distróficos (*oxic distropepts*) con una profundidad efectiva de 60 a 70 cm que traslapa los sedimentos aluviales gruesos sobre una topografía plana.

En general, los llanos son un vasto territorio dominado principalmente por ecosistemas de mosaico de sabana (dominado por C4) y bosques en galería que, durante las últimas décadas, han experimentado un rápido cambio en el uso del suelo hacia la agricultura comercial intensiva, y suelen considerarse como una de las últimas fronteras para la expansión agrícola en Suramérica (34, 57). La región abarca aproximadamente una cuarta parte de territorio nacional, es decir, 22 millones de hectáreas (34, 58). La ganadería es el principal uso del suelo en el piedemonte y en los llanos en general, donde se han despejado grandes áreas de bosques y sabanas para sembrar variedades mejoradas de pastos *brachiaria* durante décadas (*Brachiaria* spp.) (59). Estos pastos son de origen africano y se usan ampliamente en sistemas mejorados de pastizales C4 en Suramérica. No obstante, durante los últimos 40 años, las crecientes áreas de estos pastizales y las sabanas naturales han transitado hacia la agricultura intensiva de plantaciones de arroz y PA. Debido a los beneficios económicos y sociales, un conjunto de condiciones climáticas favorables en el piedemonte andino de los llanos y mayores estímulos del gobierno, desde hace más de medio siglo se han establecido plantaciones de PA, y se predice que su expansión continuará (32). Como es el caso de la

mayoría de las plantaciones de PA en Colombia, las de La Cabaña derivaron de pastizales que habían sido sembrados en las antiguas sabanas bien drenadas.

### Enfoque y sitios de estudio

Se utilizó un espacio para el enfoque de sustitución temporal (cronosecuencia), con el fin de cuantificar los impactos a largo plazo sobre las propiedades de la biomasa y el suelo, incluyendo cambios en las reservas de COS y en las características de fertilidad química del suelo después de la conversión de pastizales en plantaciones de PA. Dado que se pretendía estudiar los efectos a largo plazo del cultivo en las propiedades del suelo, se consideraron los lotes de PA con palmas que estaban pasando el primer ciclo de rotación (hasta 30 años) y el segundo ciclo de rotación (nuevas palmas trasplantadas después del primer ciclo). Se seleccionaron 6 lotes de PA que iban de los 12 a 56 años después de la conversión de pastizal, y 3 pastizales de referencia. Todos los lotes de PA fueron parte de una plantación a gran escala, que podía tener el historial más largo de cultivo en los llanos y su manejo era representativo del típico que se daba en las plantaciones de PA en esta región de Colombia. Los sitios de referencia fueron fincas ganaderas que estaban adyacentes a la de PA muestreada. El principal criterio para seleccionar los lotes de PA fue la existencia de pastizales como el único uso anterior de la tierra. Esta información se obtuvo mediante comunicación directa con el personal a cargo de la operación de la plantación de PA y las fincas ganaderas vecinas. Adicionalmente, durante el proceso de selección de lotes se excluyeron los sitios con pendientes pronunciadas, partes anegadas o que estaban ubicados en las llanuras inundables con un manejo diferente a las prácticas agrícolas generales. Los lotes de PA fueron sembrados en un diseño triangular con 9 m de distancia, resultando en una densidad de 143 palmas  $\text{ha}^{-1}$ . Todos los lotes, excepto el de 32 años recientemente resembrado, presentaron cuatro zonas de manejo bien diferenciadas: (i) las pilas de frondas ubicadas entre las palmas y donde se acumulan las frondas taladas de las PA; (ii) el camino de cosecha, que es el área de tráfico para la operación mecanizada, es decir, la cosecha de racimos y entre las líneas paralelas de palmas; (iii) el plato, que es un área alrededor del tronco de la palma de unos 5 m de diámetro, donde se encuentra

la mayoría del aporte de fertilizante hasta los 5 a 6 años; y (iv) entre las filas, donde casi no se realizan operaciones de campo y crece la vegetación dispersa del subsuelo, es decir, hierbas. La tierra fue preparada con un arado de cincel a una profundidad de 10 a 15 cm antes de establecer la plantación. Se añadió cal dolomita para aumentar el pH del suelo. Las prácticas de fertilización fueron, en general, las recomendadas para la región y se hicieron periódicamente cada año en dos aplicaciones, en el plato, a edades tempranas y se extendieron por toda la plantación, excepto por el camino de cosecha en las plantaciones maduras (con más de 5 años). Se aplicó fertilización con nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K) de entre 150 a 725  $\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ , dependiendo de la edad de las palmas, es decir, 725  $\text{kg}$  de fertilizante completo NPK aplicado a plantaciones de más de 10 años. También se aplicaron otros nutrientes, incluyendo boro y magnesio, con regularidad anual.

### Selección y muestreo del sitio

Se tomaron muestras de suelo de una cronosecuencia de PA con palmas de 12, 18, 30, 32, 45 y 56 años, los tres primeros bloques correspondían a plantaciones de primer ciclo y los últimos tres a plantaciones del segundo ciclo. Los bloques de PA tenían un tamaño de entre 20 y 30 hectáreas. Adicionalmente, se tomaron muestras en 3 fincas ganaderas como sitios de referencia. Todos los lugares seleccionados estaban ubicados en un área que abarcaba aproximadamente 5.000 hectáreas.

Se recolectaron muestras del suelo de los lotes de PA utilizando una metodología de transecto modificado (60). Esta estrategia permite tener muestras mixtas que representan la variabilidad espacial en las plantaciones de PA debido a las prácticas de manejo. Adicionalmente, también se adapta a las medidas en las plantaciones resembradas dado que la distribución espacial de las zonas de manejo es diferente entre los ciclos de PA. Se marcaron 20 puntos de muestreo uniformemente a lo largo de un transecto diagonal de 50 m a aproximadamente  $60^\circ$  (considerando una palma seleccionada en la fila 1 del transecto como punto de referencia). Los transectos diagonales cruzaron 6 filas de PA y, en general, se encontraron las 4 zonas de manejo en las plantaciones comerciales de

PA. Para capturar la variabilidad espacial en cada uno de los bloques de PA, se trazaron 3 transectos paralelos, excepto en los bloques de PA de 12 y 32 años; las muestras se tomaron en 2016, con algunas complementarias en 2017. Se estableció 1 transecto en una posición central, en relación con el número de filas de palma y el número promedio de palmas por fila en cada bloque. Los otros 2 transectos se establecieron al menos a 120 m de distancia de cada lado del primer transecto. Los transectos se establecieron al menos a 50 m de distancia de los bordes del lote. En los tres sitios con pasto brachiaria, se trazó 1 transecto diagonal de 50 m de largo orientado de este a oeste, con 20 puntos de muestreo ubicados uniformemente. En todos los transectos diagonales (bloques de PA y sitios de pastizales) se tomaron un total de 20 testigos del suelo. La mitad de estos testigos se tomaron a una profundidad de 30 cm y la otra mitad a los 50 cm de manera alternativa, utilizando un taladro de suelo de 6 cm de diámetro. Los testigos se dividieron en cuatro intervalos de profundidad: 0 a 10 cm, 10 a 20 cm, 20 a 30 cm y 30 a 50 cm. Por lo tanto, las muestras de los 0 a 10 cm, 10 a 20 cm y 20 a 30 cm estaban conformadas de 20 testigos y las de los 30 a 50 cm estaban conformadas de 10 testigos. Las muestras finales de cada transecto se agruparon en una muestra compuesta, teniendo así una para cada profundidad en cada transecto. Estas fueron homogeneizadas, secadas al aire, tamizadas a 2 mm, selladas en bolsas y almacenadas a temperatura ambiente hasta su transporte al laboratorio en Lausana (Suiza). Los análisis físicos, químicos e isotópicos del suelo se llevaron a cabo después del secado a 35 °C en hornos de aire forzado.

Se cavaron agujeros en una posición representativa media a lo largo de los primeros transectos lineales de 50 m para determinar la DA del suelo en cada en cada bloque de PA y en un sitio de referencia a 70 cm de profundidad. Se insertaron dos testigos de volumen de acero inoxidable horizontalmente en uno de los muros del agujero en cada incremento de profundidad. El suelo de ambos testigos fue mezclado y secado en horno a 105 °C durante 48 horas para calcular la DA.

### Biomasa aérea (AGB) y subterránea

En los transectos diagonales centrales descritos anteriormente de cada lote de PA muestreado se midieron

las alturas de 10 palmas elegidas aleatoriamente. Se midió desde la base de la palma a la base de la hoja expandida más joven (61). La estimación de la biomasa aérea se basó en la altura de la palma, utilizando la ecuación alométrica para suelos minerales (37).

$$AGB\ PA = 0,0923 (\text{altura}) + 0,1333 \quad (1)$$

La biomasa subterránea de PA se estimó de acuerdo con el modelo alométrico basado en la edad de la plantación de PA (Ecuación 2) (62).

$$AGB\ PA = 1,45 (\text{edad}) + 9,88 (143 \text{ palmas ha}^{-1}) \quad (2)$$

Se estimaron las reservas de C en biomasa utilizando un factor de 41,3 % de la biomasa aérea y subterránea de PA (62). El C promedio en el tiempo en la biomasa de PA se estimó como las reservas de C acumuladas a la mitad de un ciclo de rotación; en consecuencia, la reserva de C de biomasa en una plantación de PA de 30 años de edad se dividió en dos (63).

### Análisis de laboratorio

Los análisis del tamaño de las partículas del suelo se realizaron en suelos secados por aire mediante el método del hidrómetro después de remover la fracción orgánica con 30 % H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (64). El pH del suelo se determinó con una pasta de 1:2,5 suelo a agua. Se extrajeron las muestras de suelo con una solución Mehlich-III (65) y se analizaron para los cationes disponibles, incluyendo Ca, K, Na y Mg, utilizando un espectrómetro de plasma emparejado inductivamente (PerkinElmer, Waltham, MA, EE. UU.). La acidez intercambiable se determinó extrayendo 2 g de suelo con 10 ml de 1N KCl, agitando durante 30 minutos a 200 r. p. m. Se dejaron reposar las muestras durante 30 minutos; luego, se filtraron y se lavaron los embudos de extracción 3 veces con 30 ml de 1N KCl. Se realizó la titulación con 0,01 N NaOH después de añadir fenolftaleína al extracto (66). Se estimó la capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICE) sumando la cantidad de carga por unidad de suelo (meq 100 g<sup>-1</sup>) de los cationes principales (Ca, K, Na y Mg) más la acidez intercambiable. Se obtuvo la SB dividiendo la suma total de carga por unidad de suelo de Ca, K, Na y Mg por CICE. Se midieron los contenidos

totales de C y N,  $^{13}\text{C}$  y  $^{15}\text{N}$  en suelo secado con aire y de la tierra pesado en tazas de hojalata con un analizador de elementos (EuroVector) emparejado con un espectrómetro de masas de relación isotópica (Delta plus, Thermo Fisher Scientific) en un laboratorio de isótopos estables en el Instituto Federal Suizo para la Investigación de Bosques, Nieves y el Paisaje WSL Birmensdorf, Suiza. El contenido total de C corresponde con el contenido orgánico total debido a la ausencia de carbonatos en suelos muy erosionados.

Se calcularon las reservas de COS como el producto de la DA del suelo, el grosor de la capa y la concentración de COS. El aporte del C nuevo y viejo al COS total se calculó como se muestra en la Ecuación 3 (67).

$$f = (\delta_{sam} - \delta_{ref}) / (\delta_{op} - \delta_{ref}) \quad (3)$$

Donde  $f$  es la proporción relativa de C derivado de PA (Ce) en las reservas de COS.  $\delta_{sam}$  es el  $\delta^{13}\text{C}$  de la muestra de suelo y  $\delta_{ref}$  es el  $\delta^{13}\text{C}$  de la profundidad del suelo correspondiente del pasto como suelo de referencia C4.  $\delta_{op}$  es el  $\delta^{13}\text{C}$  de nueve muestras de C de biomasa de nueve raíces delgadas. El método tiene en cuenta el aumento natural de la marca  $\delta^{13}\text{C}$ , por lo general observando la profundidad en los suelos e ignorando el fraccionamiento  $^{13}\text{C}$  que podría ocurrir en el primer paso de la formación de COS.

## Análisis estadístico

El análisis de datos se realizó utilizando el *software* estadístico RStudio versión 3.4.0 (R Development Core Team 2017). Se utilizó el análisis de regresión lineal para examinar los cambios en las propiedades físicas y químicas del suelo (es decir, cationes mayores y DA) en relación con el aumento en el tiempo después de la conversión de pastizales a plantaciones de PA. Se verificó la suposición de normalidad para todos los análisis con el Test de Shapiro-Wilk y la inspección visual de lotes de normalidad. Si no se cumplía con la suposición de normalidad, entonces se realizaban pruebas de permutación, como en el caso de Ca, suma de cationes y SB. Se examinaron los patrones en los cambios de las reservas de C en el suelo durante el tiempo de la cronosecuencia de PA para el suelo no cultivado y para cada una de las cuatro capas del suelo muestreadas utilizando modelos de

regresión. Se utilizaron las funciones de mínimos cuadrados no lineales “nlm” y de modelo lineal “lm” en R para ajustar los modelos de regresión no lineal y lineal, respectivamente. Además, se utilizó la función “segmentada” para realizar un análisis de regresión segmentado (línea punteada). La significancia estadística se declaró en  $P < 0,05$ . Similarmente, también se examinó el ajuste de modelo para los cambios en C derivado de PA C3 y C derivado de pastizales C4 durante el tiempo de la cronosecuencia para cada una de las cuatro capas de suelo estudiadas probando los modelos mencionados anteriormente. Estos análisis de regresión permitieron estimar las tasas de acumulación de C3 y descomposición de C4 y las constantes de decaimiento ( $k$ ), las tasas de reducción total del C en el suelo y los puntos de quiebre en los cambios de las reservas de C en el mismo (momento en el cual ocurrió una variación en la dirección de cambio de las reservas de C).

Después de probar varios modelos (monoexponenciales y biexponenciales), la evaluación del desempeño de estos se basó en los valores del criterio de información de Akaike (AIC) y en el coeficiente de determinación ( $R^2$ ). Se seleccionaron los modelos con los mayores valores  $R^2$  y los menores valores AIC (Tabla S1, véase material complementario). En consecuencia, (i) los cambios en las reservas totales de C del suelo y las reservas de C en cada capa del suelo se describieron ajustando los modelos de regresión segmentada (excepto por la regresión lineal en la capa de suelo más profunda de 30 a 50 cm), proporcionando puntos de quiebre estimados; (ii) el C derivado de C3 en las capas de suelo de 10 a 20 cm, de 20 a 30 cm y de 30 a 50 cm se describió con modelos lineales, mientras que el patrón en el C derivado de C3 en la capa superficial del suelo (0 a 10 cm) se describió con el modelo de aumento exponencial a equilibrio de la forma

$$y = ((k * y_0 - A) * \exp(-k * t + A) / k \quad (4)$$

donde  $y$  es la reserva de C,  $k$  es la constante de decaimiento anual de la reserva,  $y_0$  es la reserva de C-C3 antes de que comenzará el cultivo de PA (es decir, 0),  $A$  es el aporte anual de C3 a la reserva C3 y  $t$  es el tiempo después de la conversión; (iii) se ajustó un modelo de decaimiento de primer orden a los datos de C derivados de pastizales en las cuatro capas de suelo estudiadas

$$y = c \cdot \exp(-k \cdot t) \quad (5)$$

donde  $y$  es la reserva de C,  $c$  es la reserva original de C antes del cultivo de PA,  $k$  es la constante de la tasa de decaimiento y  $t$  se refiere al tiempo. La vida media (HL) de la reserva original de C en la Ecuación 5 y del aporte de PA en la Ecuación 4 se calculó como

$$HL = \ln(2)/k \quad (6)$$

Se realizó un ACP para explorar más a fondo las relaciones entre los parámetros del suelo que pueden verse afectados por el cultivo (DA, C: N,  $^{13}\text{C}$ , C, N, EA, Na, pH, K, M,  $^{15}\text{N}$ , Ca, S y P).

## Materiales complementarios

El material complementario para este artículo está disponible en <http://advances.sciencemag.org/cgi/content/full/5/11/eaaw4418/DC1>

Figura S1. Mapa de los sitios de estudio y el área potencial de expansión de PA a pastizales en el neotrópico.

Tabla S1. Conjunto de modelos probados para el carbón derivado de suelos sin cultivar, pastizales y PA.

Tabla S2. Propiedades químicas, físicas e isotópicas del suelo.

---

## Referencias y notas

1. D. L. A. Gaveau, D. Sheil, Husnayaen, M. A. Salim, S. Arjasakusuma, M. Ancrenaz, P. Pacheco, E. Meijaard, Rapid conversions and avoided deforestation: Examining four decades of industrial plantation expansion in Borneo. *Sci. Rep.* 6, 32017 (2016).
2. V. Vijay, S. L. Pimm, C. N. Jenkins, S. J. Smith, The impacts of oil palm on recent deforestation and biodiversity loss. *PLoS ONE* 11, e0159668 (2016).
3. E. B. Fitzherbert, M. J. Struebig, A. Morel, F. Danielsen, C. A. Brühl, P. F. Donald, B. Phalan, How will oil palm expansion affect biodiversity? *Trends Ecol. Evol.* 23, 538-545 (2008).
4. C. Dislich, A. C. Keyel, J. Salecker, Y. Kisel, K. M. Meyer, M. Auliya, A. D. Barnes, M. D. Corre, K. Darras, H. Faust, B. Hess, S. Klasen, A. Knohl, H. Kreft, A. Meijide, F. Nurdiansyah, F. Otten, G. Pe'er, S. Steinebach, S. Tarigan, M. H. Tölle, T. Tschardtke, K. Wiegand, A review of the ecosystem functions in oil palm plantations, using forests as a reference system. *Biol. Rev.* 92, 1539-1569 (2017).
5. S. Henders, U. M. Persson, T. Kastner, Trading forests: Land-use change and carbon emissions embodied in production and exports of forest-risk commodities. *Environ. Res. Lett.* 10, 125012 (2015).
6. T. Guillaume, M. M. Kotowska, D. Hertel, A. Knohl, V. Krashevskaya, K. Murtilaksono, S. Scheu, Y. Kuzyakov, Carbon costs and benefits of Indonesian rainforest conversion to plantations. *Nat. Commun.* 9, 2388 (2018).
7. D. Boucher, in *Tropical Forest and Climate Initiative* (Union of Concerned Scientists, 2011), pp. 1-5.

8. J. Lucey, J. Hill, P. van der Meer, G. Reynolds, F. Agus, Change in carbon stocks arising from land-use conversion to oil palm plantations (2014).
9. L. P. Koh, J. Miittinen, S. C. Liew, J. Ghazoul, Remotely sensed evidence of tropical peatland conversion to oil palm. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 108, 5127-5132 (2011).
10. L. P. Koh, J. Ghazoul, Spatially explicit scenario analysis for reconciling agricultural expansion, forest protection, and carbon conservation in Indonesia. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 107, 11140-11144 (2010).
11. J. Garcia-Ulloa, S. Sloan, P. Pacheco, J. Ghazoul, L. P. Koh, Lowering environmental costs of oil-palm expansion in Colombia. *Conserv. Lett.* 5, 366-375 (2012).
12. A. D. Ziegler, J. Phelps, J. Q. Yuen, E. L. Webb, D. Lawrence, J. M. Fox, T. B. Bruun, S. J. Leisz, C. M. Ryan, W. Dressler, O. Mertz, U. Pascual, C. Padoch, L. P. Koh, Carbon outcomes of major land-cover transitions in SE Asia: Great uncertainties and REDD+ policy implications. *Glob. Chang. Biol.* 18, 3087-3099 (2012).
13. J. J. Gilroy, G. W. Prescott, J. S. Cardenas, P. González del Pliego Castañeda, A. Sánchez, L. E. Rojas-Murcia, C. A. Medina-Uribe, T. Haugaasen, D. P. Edwards, Minimizing the biodiversity impact of Neotropical oil palm development. *Glob. Chang. Biol.* 21, 1531-1540 (2015).
14. P. R. Furumo, T. M. Aide, Characterizing commercial oil palm expansion in Latin America: Land use change and trade. *Environ. Res. Lett.* 12, 024008 (2017).
15. D. Li, S. Niu, Y. Luo, Global patterns of the dynamics of soil carbon and nitrogen stocks following afforestation: A meta-analysis. *New Phytol.* 195, 172-181 (2012).
16. L. B. Guo, R. M. Gifford, Soil carbon stocks and land use change: A meta analysis. *Glob. Chang. Biol.* 8, 345-360 (2002).
17. L. A. Frazão, K. Paustian, C. E. Pellegrino Cerri, C. C. Cerri, Soil carbon stocks and changes after oil palm introduction in the Brazilian Amazon. *GCB Bioenergy* 5, 384-390 (2013).
18. I. Goodrick, P. N. Nelson, M. Banabas, C. M. Wurster, M. I. Bird, Soil carbon balance following conversion of grassland to oil palm. *GCB Bioenergy* 7, 263-272 (2015).
19. T. Guillaume, M. Damris, Y. Kuzyakov, Losses of soil carbon by converting tropical forest to plantations: Erosion and decomposition estimated by  $\delta^{13}\text{C}$ . *Glob. Chang. Biol.* 21, 3548-3560 (2015).
20. O. van Straaten, M. D. Corre, K. Wolf, M. Tchienkoua, E. Cuellar, R. B. Matthews, E. Veldkamp, Conversion of lowland tropical forests to tree cash crop plantations loses up to one-half of stored soil organic carbon. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 112, 9956-9960 (2015).
21. N. Khasanah, M. van Noordwijk, H. Ningsih, S. Rahayu, Carbon neutral? No change in mineral soil carbon stock under oil palm plantations derived from forest or non-forest in Indonesia. *Agric. Ecosyst. Environ.* 211, 195-206 (2015).

22. D. R. Smith, T. J. Townsend, A. W. K. Choy, I. C. W. Hardy, S. Sjögersten, Short-term soil carbon sink potential of oil palm plantations. *GCB Bioenergy* 4, 588-596 (2012).
23. K. Allen, M. D. Corre, A. Tjoa, E. Veldkamp, Soil nitrogen-cycling responses to conversion of lowland forests to oil palm and rubber plantations in Sumatra, Indonesia. *PLoS ONE* 10, e0133325 (2015).
24. T. G. Bárcena, L. P. Kiær, L. Vesterdal, H. M. Stefánsdóttir, P. Gundersen, B. D. Sigurdsson, Soil carbon stock change following afforestation in Northern Europe: A meta-analysis. *Glob. Chang. Biol.* 20, 2393-2405 (2014).
25. K. I. Paul, P. J. Polglase, J. G. Nyakuengama, P. K. Khanna, Change in soil carbon following afforestation. *For. Ecol. Manage.* 168, 241-257 (2002).
26. A. Don, J. Schumacher, A. Freibauer, Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks - a meta-analysis. *Glob. Chang. Biol.* 17, 1658-1670 (2011).
27. N. Fierer, A. S. Allen, J. P. Schimel, P. A. Holden, Controls on microbial CO<sub>2</sub> production: A comparison of surface and subsurface soil horizons. *Glob. Chang. Biol.* 9, 1322-1332 (2003).
28. S. Fontaine, S. Barot, P. Barré, N. Bdioui, B. Mary, C. Rumpel, Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature* 450, 277-280 (2007).
29. E. Medina, Physiological ecology of neotropical savanna plants, en *Ecology of Tropical Savannas* B. J. Huntley, B. H. Walker, Eds. (Springer, 1982), pp. 308-335.
30. J. Balesdent, A. Mariotti, B. Guillet, Natural <sup>13</sup>C abundance as a tracer for studies of soil organic matter dynamics. *Soil Biol. Biochem.* 19, 25-30 (1987).
31. C. Castiblanco, A. Etter, T. M. Aide, Oil palm plantations in Colombia: A model of future expansion. *Environ. Sci. Policy* 27, 172-183 (2013).
32. A. Rueda-Zárate, P. Pacheco, *Políticas, mercados y modelos de producción* (CIFOR, 2015).
33. Fedepalma, Balance económico del sector palmero colombiano en 2014, *Boletín Económico* (2015).
34. E. Guimarães, *Agropastoral Systems for the Tropical Savannas of Latin America* (CIAT, 2004).
35. S. P. Braz, S. Urquiaga, B. J. R. Alves, C. P. Jantalia, A. Paula, P. Guimarães, C. A. dos Santos, S. C. dos Santos, É. F. Machado Pinheiro, R. M. Boddey, Soil carbon stocks under productive and degraded Brachiaria pastures in the Brazilian cerrado. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 77, 914-928 (2013).
36. O. Mosquera, P. Buurman, B. L. Ramírez, M. C. Amézquita, Carbon stocks and dynamics under improved tropical pasture and silvopastoral systems in Colombian Amazonia. *Geoderma* 189-190, 81-86 (2012).

37. N. Khasanah, M. van Noordwijk, H. Ningsih, S. Wich, Aboveground carbon stocks in oil palm plantations and the threshold for carbon-neutral vegetation conversion on mineral soils. *Cogent Environ. Sci.* 1, 1119964 (2015).
38. C. E. P. Cerri, M. Easter, K. Paustian, K. Killian, K. Coleman, M. Bernoux, P. Falloon, D. S. Powlson, N. H. Batjes, E. Milne, C. C. Cerri, Predicted soil organic carbon stocks and changes in the Brazilian Amazon between 2000 and 2030. *Agric. Ecosyst. Environ.* 122, 58-72 (2007).
39. M. J. Fisher, S. P. Braz, R. S. M. Dos, S. Urquiaga, B. J. R. Alves, R. M. Boddey, Another dimension to grazing systems: Soil carbon. *Trop. Grasslands* 41, 65-83 (2007).
40. J. J. Jiménez, R. Lal, Mechanisms of C sequestration in soils of Latin America. *Crit. Rev. Plant Sci.* 25, 337-365 (2006).
41. T. Chiti, E. Grieco, L. Perugini, A. Rey, R. Valentini, Effect of the replacement of tropical forests with tree plantations on soil organic carbon levels in the Jomoro district, Ghana. *Plant and Soil* 375, 47-59 (2014).
42. M. de Blécourt, R. Brumme, J. Xu, M. D. Corre, E. Veldkamp, Soil carbon stocks decrease following conversion of secondary forests to rubber (*Hevea brasiliensis*) plantations. *PLoS ONE* 8, e69357 (2013).
43. I. Lobe, W. Amelung, C. C. Du Preez, Losses of carbon and nitrogen with prolonged arable cropping from sandy soils of the South African Highveld. *Eur. J. Soil Sci.* 52, 93-101 (2001).
44. W. W. Covington, Changes in forest floor organic matter and nutrient content following clear cutting in northern Hardwoods. *Ecology* 62, 41-48 (2011).
45. D. R. Zak, D. F. Grigal, S. Gleeson, D. Tilman, Carbon and nitrogen cycling during old-field succession: Constraints on plant and microbial biomass. *Biochemistry* 11, 111-129 (1990).
46. J. Balesdent, I. Basile-Doelsch, J. Chadoeuf, S. Cornu, D. Derrien, Z. Fekiacova, C. Hatté, Atmosphere-soil carbon transfer as a function of soil depth. *Nature* 559, 599-602 (2018).
47. C. Jourdan, H. Rey, Modelling and simulation of the architecture and development of the oil-palm (*Elaeis guineensis* Jacq.) root system. *Plant and Soil* 190, 217-233 (1997).
48. T. Guillaume, D. Maranguit, K. Murtillaksono, Y. Kuzyakov, Sensitivity and resistance of soil fertility indicators to land-use changes: New concept and examples from conversion of Indonesian rainforest to plantations. *Ecol. Indic.* 67, 49-57 (2016).
49. P. Lavelle, N. Rodríguez, O. Arguello, J. Bernal, C. Botero, P. Chaparro, Y. Gómez, A. Gutiérrez, M. del Pilar Hurtado, S. Loaiza, S. X. Pullido, E. Rodríguez, C. Sanabria, E. Velásquez, Soil ecosystem services and land use in the rapidly changing Orinoco river basin of Colombia. *Agric. Ecosyst. Environ.* 185, 106-117 (2014).
50. M. Gharibreza, J. K. Raj, I. Yusoff, Z. Othman, W. Z. W. M. Tahir, M. A. Ashraf, Land use changes and soil redistribution estimation using <sup>137</sup>Cs in the tropical Bera Lake catchment, Malaysia. *Soil Tillage Res.* 131, 1-10 (2013).

51. H.-H. Tao, E. M. Slade, K. J. Willis, J.-P. Caliman, J. L. Snaddon, Effects of soil management practices on soil fauna feeding activity in an Indonesian oil palm plantation. *Agric. Ecosyst. Environ.* 218, 133-140 (2016).
52. H.-H. Tao, J. L. Snaddon, E. M. Slade, J.-P. Caliman, R. H. Widodo, Suhardi, K. J. Willis, Longterm crop residue application maintains oil palm yield and temporal stability of production. *Agron. Sustain. Dev.* 37, 33 (2017).
53. S. F. Bender, C. Wagg, M. G. A. van der Heijden, An underground revolution: Biodiversity and soil ecological engineering for agricultural sustainability. *Trends Ecol. Evol.* 31, 440-452 (2016).
54. J. Van Lent, K. Hergoualc'h, L. V. Verchot, Reviews and syntheses: Soil N<sub>2</sub>O and NO emissions from land use and land-use change in the tropics and subtropics: a metaanalysis. *Biogeosciences* 12, 7299-7313 (2015).
55. N. Ocampo-Peñuela, J. Garcia-Ulloa, J. Ghazoul, A. Etter, Quantifying impacts of oil palm expansion on Colombia's threatened biodiversity. *Biol. Conserv.* 224, 117-121 (2018).
56. G. W. Prescott, J. J. Gilroy, T. Haugaasen, C. A. Medina Uribe, W. A. Foster, D. P. Edwards, Reducing the impacts of Neotropical oil palm development on functional diversity. *Biol. Conserv.* 197, 139-145 (2016).
57. R. Lal, Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304, 1623-1627 (2004).
58. M. Romero-Ruiz, A. Etter, A. Sarmiento, K. Tansey, Spatial and temporal variability of fires in relation to ecosystems, land tenure and rainfall in savannas of northern South America. *Glob. Chang. Biol.* 16, 2013-2023 (2010).
59. A. Etter, A. Sarmiento, M. Romero, Land Use Changes (1970-2020) and Carbon Emissions in the Colombian Llanos, in *Ecosystem Function in Savannas*, M. J. Hill, N. P. Hanan, Eds. (Taylor & Francis Group, 2010), pp. 383-402.
60. P. N. Nelson, M. Banabas, I. Goodrick, M. J. Webb, N. I. Huth, D. O'Grady, Soil sampling in oil palm plantations: A practical design that accounts for lateral variability at the tree scale. *Plant and Soil* 394, 421-429 (2015).
61. M. M. Kotowska, C. Leuschner, T. Triadiati, S. Meriem, D. Hertel, Quantifying above- and belowground biomass carbon loss with forest conversion in tropical lowlands of Sumatra (Indonesia). *Glob. Chang. Biol.* 21, 3620-3634 (2015).
62. C. V Göttingen, Syahrudin, The potential of oil palm and forest plantations for carbon sequestration on degraded land in Indonesia (Cuvillier Verlag, 2005), *Ecology and Development Series*, 28, p. 115.
63. J. Penman, M. Gytarsky, T. Hiraishi, T. Krug, D. Kruger, R. Pipatti, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, K. Tanabe, F. Wagner, *Intergovernmental Panel on Climate Change Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry Edited by* (2003); [www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpplulucf/gpplulucf\\_files/GPG\\_LULUCF\\_FULL.pdf](http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpplulucf/gpplulucf_files/GPG_LULUCF_FULL.pdf), vol. 177.

64. G. W. Gee, J. W. Bauder, Particle-size analysis, in *Methods of Soil Analysis, Part 1. Physical and Mineralogical Methods, Agronomy Monograph No. 9, 2nd Edition* (American Society of Agronomy/Soil Science Society of America, Madison, WI 1986), pp. 383-411.
65. P. Taylor, M. Street, L. Wt, N. Carolina: [suscripción número 731847469] Communications in Soil Science and Plant Analysis Mehlich 3 soil test extractant: A modification of Mehlich 2 extractant, 37-41 (1984).
66. J. Major, M. Rondon, D. Molina, S. J. Riha, J. Lehmann, Nutrient Leaching in a Colombian savanna Oxisol amended with biochar. *J. Environ. Qual.* 41, 1076-1086 (2012).
67. J. Balesdent, A. Mariotti, Measurement of soil organic matter turnover using <sup>13</sup>C natural abundance, in *Mass Spectrometry Soils*, T. W. Boutton, S. Yamasaki, Eds. (Marcel Dekker, 1996), pp. 83-111.

**Reconocimientos:** Agradecemos a las siguientes personas de Hacienda La Cabaña S. A. por permitirnos el acceso para realizar el trabajo de campo, por su información y su hospitalidad: J. Zambrano, Y. Mejía. W. Mican, C. Colmenares y otros. También agradecemos a R. Schlaepfer y P. Mariotte del laboratorio ECOS por su apoyo en el análisis estadístico. Financiación: este trabajo fue financiado por la Fundación Nacional Suiza de Ciencia (r4d-Ecosystems) “Paisaje Adaptable de la Palma de Aceite” No. 152019. Aportes de los autores: TG, JCQ y AB concibieron y diseñaron el estudio. AE contribuyó al

trabajo de campo. JCQ llevó a cabo la investigación asistida por TG. JCQ realizó el análisis estadístico con aportes de TG y AB. JCQ preparó el manuscrito con contribuciones de todos los autores. TG, AB, AE y JG revisaron el manuscrito. Conflicto de intereses: todos los autores declaran que no tienen ningún conflicto de interés. Fecha y disponibilidad de materiales: todos los datos requeridos para evaluar las conclusiones en este artículo se encuentran en el mismo y/o en el material complementario. Los datos adicionales relacionados con este artículo pueden ser solicitados a los autores.