

Artículo Científico

Indicadores químicos de la salud del suelo en sistemas silvopastoriles, bosque de restauración y cultivo de maíz en un bosque seco tropical

Chemical indicators of soil health in silvopastoral systems, restoration forest, and maize cultivation in a tropical dry forest.

LUCÍA E. OCAMPO¹, WALTER OSORIO¹, JUDITH MARTÍNEZ² Y KENNETH ROY CABRERA¹

¹Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia, Medellín, Colombia. unal.edu.co

²Centro de Investigación Turipaná, Agrosavia, Montería, Colombia. agrosavia.co

Resumen

Los cultivos agrícolas y pasturas en monocultivo frecuentemente comprometen servicios ecosistémicos por la pérdida de suelos y biodiversidad. Como alternativa en la producción ganadera se han propuesto los sistemas silvopastoriles (SSP); sin embargo, hay pocos estudios que demuestren los beneficios de estos sobre la salud del suelo. Este estudio tuvo como propósito evaluar el efecto de diferentes usos de la tierra sobre la salud del suelo medida a través de indicadores químicos. Para tal fin, se usaron parcelas con al menos 19 años bajo los siguientes usos: (i) cultivo intensivo de maíz (*Zea mays*), (ii) pastura mixta de gramíneas (*Megathyrsus maximus* + *Dichantium aristatum*), (iii) SSP con pastos + arbustos (*Crescentia cujete* y *Leucaena leucocephala*), (iv) SSP multiestrato con los mismos pastos + leñosas de uso forrajero (*Cassia grandis*, *Albizia saman* y *Guazuma ulmifolia*) y (v) bosque secundario de restauración como referencia. Las evaluaciones se hicieron en épocas contrastantes (seca y lluviosa), en suelos del Valle medio del río Sinú (Colombia), con gradiente de drenaje. En general, los suelos de los SSP presentaron los más altos indicadores químicos: MOS, N total, Mg, B, N-NO₃ y CICE; la pastura de solo gramíneas presentó los mayores valores en micronutrientes: Mn, Fe, Cu, Zn y S, y NH₄ y valores más bajos de pH, P, y NO₃ y más altos de Al. El bosque secundario presentó valores intermedios para todos los indicadores, mientras que los suelos con maíz presentaron los indicadores químicos más pobres. Se concluye que los SSP mejoran los indicadores químicos de salud del suelo en comparación a la pastura de solo gramíneas y el monocultivo de maíz.

Palabras clave: Especies leñosas, fertilidad, gramíneas, sostenibilidad, usos del suelo.

Abstract

Annual crops and pastures in monoculture frequently have negative effects on ecosystem services due to soil and biodiversity losses. Silvopastoral systems (SSP) have been proposed as an alternative for livestock production systems; however, there are few studies that demonstrate their benefits on soil health. For that reason, this study was established to evaluate the effect of different land uses on soil health measured through chemical indicators. For this purpose, the following land uses managed for at least 19 years were evaluated: (i) intensive maize (*Zea mays*) production, (ii) a guinea (*Megathyrsus maximus*) and angleton (*Dichantium aristatum*) mixed pasture, (iii) SSP with grasses and shrubs of totumo (*Crescentia cujete*) and leucaena (*Leucaena leucocephala*), (iv) a multistrata SSP with the same grasses and shrubs plus tree fodder species: (*Cassia grandis*, *Albizia saman* and *Guazuma ulmifolia*); and (v) a secondary forest used as a reference. The evaluations were made in contrasting seasons (dry and rainy), in soils of the Middle Sinú river valley (Colombia), with a drainage gradient. In general, the soils of the SPS presented the

highest values for MOS, total N, Mg, B, N-NO₃ and CICE, the grass alone pasture presented the highest values in micronutrients: Mn, Fe, Cu, Zn and S and NH₄, and lower values for pH, P and NO₃, and the highest for Al; whereas, intermediate values for all chemical indicators were obtained in the secondary forest. In contrast, soils cultivated with corn presented the poorest chemical indicators. It is concluded that SSP improve the chemical indicators of soil health as compared to the grass alone pasture and corn monoculture.

Keywords: Grasses, land uses, soil fertility, sustainability, woody perennials.

Introducción

La degradación de tierras afecta por lo menos 500 millones de hectáreas ([Lamb et al. 2005](#)), amenazando los servicios ecosistémicos y la seguridad alimentaria en los países en desarrollo. Los agricultores con sistemas mixtos (cultivos-ganadería) producen cerca de la mitad de los alimentos del mundo, y tienen del reto de aumentar la producción de alimentos de origen animal ([Herrero et al. 2010](#)) para contribuir a la seguridad alimentaria de una población que se espera alcance los 9,500 millones en el 2050 ([Van Dijk et al. 2021](#)).

Los sistemas ganaderos de la región Caribe de Colombia, caracterizada por tener una zona de vida de Bosque seco Tropical (Bs-T), presentan problemas de sostenibilidad pues tienen más del 80% de sus pasturas con problemas de erosión, compactación y baja disponibilidad de nutrientes en el suelo ([McAlpine et al. 2009](#); [Cajas-Girón et al. 2002](#); [Obalum et al. 2012](#); [Martínez 2013](#)). Una de las causas de estos problemas es el uso de prácticas de manejo inadecuadas, como el tener pasturas de gramíneas en monocultivo, con poca diversidad de plantas, el uso inadecuado de fertilización y la ausencia de prácticas de conservación del suelo ([Mejía-Kerguelén et al. 2020](#); [Cajas-Girón et al. 2002](#)). Por lo anterior, estos suelos exhiben compactación (>1.5 MPa) y baja disponibilidad de nutrientes para las plantas cultivadas (e.g., <10 mg/kg fósforo Bray-II; <0.10 cmol/kg de P en Fluoruro-Amonio), lo cual restringe la capacidad para producir forraje en cantidad y calidad suficientes, particularmente en la larga estación seca ([Cajas-Girón et al. 2002](#); [Martínez 2013](#)). En consecuencia, la capacidad de carga animal de las pasturas es muy baja (<1 animal/ha), los animales presentan baja ganancia de peso (<300 g/día), edad tardía para el sacrificio (30–36 meses) y altos costos de producción (US\$ 0.80/kg) ([Martínez 2013](#); [Martínez et al. 2014](#)).

La salud del suelo o la capacidad de este para funcionar adecuadamente es crítica para la sobrevivencia humana, por lo que su cuantificación ayudará a entender las funciones del suelo, con el fin de aumentar la

productividad agrícola ([Moebius-Clune et al. 2016](#)). Esto incorpora la idea de que el suelo es un ecosistema vivo que necesita un manejo cuidadoso para recuperar y mantener su habilidad para funcionar óptimamente ([Doran y Parkin 1994](#)). Entre los indicadores químicos de la salud del suelo están la concentración de nutrientes y el pH ([Moebius-Clune et al. 2016](#)).

Aunque se reconoce la importancia de la sostenibilidad del suelo en varios aspectos como el mantenimiento del crecimiento forestal y los servicios ecosistémicos ([Brevik et al. 2018](#)), aún falta mucho por hacer. Por eso, uno de los retos que enfrenta la ganadería es desarrollar un componente de cultivos forrajeros viable, sostenible y con mínima degradación del suelo, gracias a la gestión cuidadosa de los insumos (fertilizantes, agua) y recursos alimenticios para minimizar los residuos y el consecuente impacto ambiental ([Sadeghian et al. 1998](#); [Herrero et al. 2010](#)).

Ballesteros-Correa et al. (2019) sugieren que la conversión de ganadería extensiva hacia SSP dotados de fragmentos residuales del Bs-T puede ampliar la cobertura vegetal e incrementar la conectividad funcional, posibilitando la supervivencia de las especies sensibles a la deforestación y consecuente pérdida de hábitat. Los SSP pueden mejorar la fertilidad del suelo a través del almacenamiento, reciclaje y transporte de nutrientes, desde el subsuelo hasta la copa; así como la acumulación de materia orgánica superficial ([Gamarra-Lezcano et al. 2018](#); [Martínez 2013](#)).

Los arreglos silvopastoriles multiestrato han sido poco estudiados en términos de sus propiedades químicas ([Martínez 2013](#)) y se desconoce el impacto real de estos sistemas en la salud del suelo. Se requiere indicadores de medición que valoren la disponibilidad de nutrientes, lo que ayudará en la toma de decisiones enfocadas en la conservación, sostenibilidad y productividad del suelo.

La hipótesis de este estudio fue que la disponibilidad de nutrientes medida por medio de indicadores químicos puede ser mejorada mediante el establecimiento de SSP multiestrato, en comparación a lo que ocurre en otros sistemas tales como el monocultivo de maíz y las pasturas

de solo gramíneas. Por lo anterior, el objetivo del presente estudio fue evaluar el efecto de diferentes formas de uso del suelo sobre indicadores químicos de la salud del mismo.

Materiales y Métodos

Localización

El estudio se realizó en el Centro de Investigación-Turipaná (AGROSAVIA), ubicado a 08°51'N, 75°49'O, a una altitud de 18 msnm, en el municipio de Cereté (Córdoba, Colombia). La zona tiene un clima cálido seco, con un período de lluvias de mayo a noviembre. La precipitación media anual es de 1,380 mm, la temperatura promedio de 28°C, humedad relativa del 81% y la evapotranspiración potencial de 1,240 mm/año (Estación Climatológica AGROSAVIA-C.I. Turipaná). Según Holdridge (1971) la zona se clasifica ecológicamente como Bosque seco Tropical (Bs-T). Los suelos son moderadamente profundos, con textura de fina a media, susceptibles de inundación, con drenaje de imperfecto a moderadamente natural y fertilidad de moderada a alta. Los usos agropecuarios más comunes son la siembra de arroz, maíz, y banano), y ganadería semi-intensiva (IGAC 2009). Esta investigación se llevó a cabo en el año 2018, cubriendo las estaciones lluviosa y seca.

Sistemas de uso de la tierra estudiados

Los tratamientos consistieron en cinco arreglos: (i) cultivo de maíz (*Zea mays*) solo (M); (ii) pastura mixta de pasto guinea (*Megathyrus maximus*) cv. Mombasa y Angleton (*Dichantium aristatum*) (P); (iii) arreglo de SSP compuesto por los mismos pastos + totumo (*Crescentia cujete*) + leucaena (*Leucaena leucocephala*) (P+a); (iv) arreglo de SSP multiestrato compuesto por los mismos pastos y arbustos forrajeros + árboles de guácimo (*Guazuma ulmifolia*), caña fistula (*Cassia grandis*) y campano (*Albizia saman*) (P+a+A); y (v) Bosque secundario (Bs) de restauración natural.

Las parcelas de maíz solo (M) tuvieron un manejo tradicional durante 25 años, con una preparación del suelo previo a la siembra el cual consistió en dos pasadas de laboreo convencional y una pasada de rastra ligera, y aplicaciones de 200, 100 y 100 kg de urea, $(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$ y KCl/ha, respectivamente.

Durante el período en que se realizó el estudio las parcelas con pastos sin (P) y con leñosas (P+a y P+a+A) se manejaron bajo pastoreo rotacional, con dos días de ocupación y veintiocho días de descanso, y hubo un

control manual de malezas después del pastoreo. Estas parcelas no fueron fertilizadas durante el tiempo que duro el estudio, pues esto alteraría el efecto comparativo de la disponibilidad de nutrientes en cada uno de ellos.

Los SSP (P+a y P+a+A) tuvieron 600 arbustos/ha (300 de cada especie arbustiva), a un distanciamiento de 4×4 m, y en el tratamiento con árboles (P+a+A) se tuvo además 39 árboles/ha (13 de cada especie arbórea), sembrados a 16×16 m. Las leñosas fueron sembradas en 1998 para contribuir a la sostenibilidad, tal como informaron Cajas-Girón y Sinclair (2001). Las parcelas de bosque secundario (Bs) que se dejaron para regeneración natural con fines de conservación del suelo, no recibieron fertilización ni riego, y en ellas no ha habido intervención humana por 20 años.

El total del área donde se desarrolló el estudio fue de 30 ha, pero por un efecto diferencial de drenaje esta se dividió en tres sectores identificados como bloques con drenaje pobre, moderado y bueno. En cada bloque se estableció una réplica de los tratamientos evaluados en un área de 2 ha (100 m de ancho por 200 m de largo) c/u, para un total de tres réplicas por tratamiento y 15 parcelas (Figura 1).

Muestreo

En todos los tratamientos, en cada uno de los períodos de muestreo, se tomaron muestras de suelo en el horizonte A (0–10 cm). En los tratamientos M, P y Bs, se tomaron 20 submuestras al azar de 50 g de suelo c/u. En el arreglo SSP P+a se tomaron al azar 20 submuestras (50 g c/u) de la pastura y por separado se escogieron al azar 20 arbustos y alrededor de ellos (a 30–40 cm de la base del tallo) se tomaron 50 g de suelo en cada sitio. En el SSP P+a+A se hizo lo mismo que en el SSP P+a y adicionalmente se escogieron al azar 20 árboles y se tomaron 50 g por sitio (a 1–2 m de la base del tallo). En cada caso, las submuestras se mezclaron, homogenizaron y se tomó finalmente 1 kg de suelo para análisis. Se efectuaron dos muestreos en el período seco y dos en el período lluvioso, siguiendo la propuesta de Martínez (2013) para estos sistemas.

Variables evaluadas

Para la determinación de los indicadores fisicoquímicos del suelo se enviaron las muestras al Laboratorio de Suelos de la Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín. Ahí las muestras se secaron en un horno a 60°C por 48 h y luego se pasaron por una malla de 2 mm. Los índices medidos fueron: contenido de arena,

limo, arcilla (Bouyoucos; %), textura, pH (agua, 1:1), contenido de materia orgánica (MO; Walkley y Black, %), Al, Ca, Mg y K (acetato de amonio 1 M, cmol_c/kg), CICE (suma de cationes de intercambio, cmol_c/kg), P (Bray II, mg/kg), S (fosfato de calcio 0.008 M, mg/kg); Fe, Mn, Cu y Zn (Olsen-EDTA, mg/kg), B (agua caliente, mg/kg) y N total (Kjeldahl, %). Detalles de los métodos están descritos en Soil Survey Laboratory ([Burt 2004](#)).

Análisis estadísticos

El muestreo se realizó bajo un diseño de bloques al azar con repeticiones en el tiempo, desbalanceado, asimétrico, y con efectos fijos. Se consideraron como factores de muestreo el arreglo o sistema de uso del suelo (M, P,

P+a, P+a+A y Bs), los cuales constituyeron los cinco tratamientos. Estos se replicaron en los tres bloques definidos por la condición de drenaje (D) con tres niveles (bueno, regular, pobre), excepto por los tratamientos M y Bs, que solo se encontraron en terrenos con buen drenaje.

El estudio se desarrolló en dos épocas (E), con dos muestreos por época (seca y lluviosa), para un total de 96 unidades experimentales (Cuadro 1). Los residuales del modelo se sometieron a un diagnóstico de homogeneidad de la varianza, independencia del error y distribución normal. Los datos fueron sometidos a análisis de varianza y a la prueba de comparación de medias de Tukey. En ambos casos se empleó un nivel de significancia ($P \leq 0.05$). Los análisis se realizaron con el software libre R y R Studio versión 4.2.3 ([R Core Team 2023](#)).

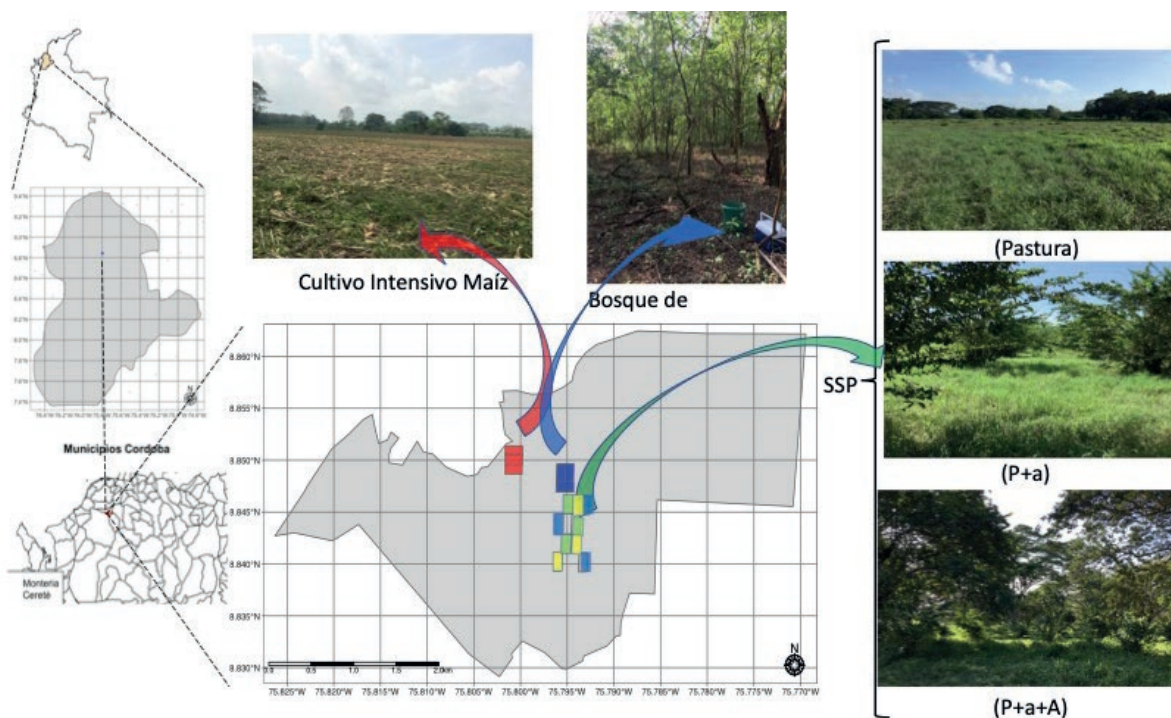


Figura 1. Localización del estudio. Arreglos: sistema agrícola cultivo de maíz (M), sistema pastura (P), SSP pastura + arbustos (P+a), SSP pastura + arbusto + árboles (P+a+A) y sistema forestal de bosque secundario (Bs), en el C.I. Turipaná (Agrosavia). Rojo: Maíz, Azul oscuro: bosque de restauración Azul: Pastura, Amarillo: P+a y Verde: P+a+A. Fuente: Elaboración propia.

Cuadro 1. Número de muestras colectadas en cada una de las combinaciones de arreglos y drenajes en cada período de muestreo.

Drenaje	Arreglos				
	M*	P	P+a	P+a+A	Bs*
Bueno	3	1	2	3	3
Moderado	0	1	2	3	0
Pobre	0	1	2	3	0

*Solo hubo muestreo para los arreglos M y Bs en el drenaje Bueno. No se encontraron esos usos del suelo en áreas de drenaje Moderado y Pobre.

Resultados

El análisis de varianza del efecto de los factores arreglo (A), época (E), drenaje (D) y sus interacciones sobre los indicadores químicos del suelo permitió evidenciar que los arreglos tuvieron un efecto significativo en todas las variables. Mientras que los factores tiempo y drenaje solo tuvieron efecto para algunas, y que solo se detectó significancia para la interacción triple $A \times E \times D$ en el caso de la CICE. Es necesario anotar que como el diseño experimental fue desbalanceado, el modelo era incompleto para las interacciones $A \times D$.

Acidez del suelo

Los resultados muestran que hubo diferencias ($P \leq 0.001$) en el valor del pH en función de los diferentes usos. El valor del pH mostró el siguiente orden decreciente: Bs (7.02, neutro); P+a+A y M (6.07 y 6.18, ambos ligeramente ácidos); P+a (5.86, moderadamente ácido) y P (5.47, fuertemente ácido). Por otro lado, el pH presentó diferencias ($P \leq 0.05$) en función de la época del año (6.20 y 6.04 para las épocas lluviosa y seca, respectivamente) (Figura 2a).

La concentración de aluminio (Figura 2b) fue afectada significativamente por los arreglos; pero, este elemento solo fue detectable en los suelos con los arreglos pastura sola (P) y P+a, con valores de 0.12 y 0.02 cmol_c/kg , respectivamente, siendo significativamente mayor el primero. La concentración de aluminio no fue detectable (0.0 cmol_c/kg) para los tratamientos M, P+a, P+a+A y Bs, y no resultaron diferentes ($P \geq 0.05$) del valor obtenido (0.2 cmol_c/kg) para la pastura sola (P).

Materia orgánica del suelo (MOS)

El contenido de MOS fue afectado ($P \leq 0.001$) por los arreglos. Los valores de MOS (%) en orden decreciente fueron: P+a (11.19); P+a+A (10.82); P (10.01); Bs (6.62) y M (2.83) (Figura 3).

Capacidad de Intercambio Catiónico (CICE)

El valor de la CICE en el suelo fue afectado por los arreglos ($P \leq 0.001$) y por la triple interacción $A \times E \times D$ ($P \leq 0.05$). El arreglo de maíz solo (M) presentó los menores valores de la CICE en ambas estaciones (16.3 y 16.7 cmol_c/kg , para lluviosa y seca, respectivamente), el arreglo forestal Bs presentó valores intermedios (27.2 y 29.4 cmol_c/kg , para época seca y lluviosa, respectivamente), pero sin mostrar diferencias ($P > 0.05$) debidas a época de muestreo (Figura 4).

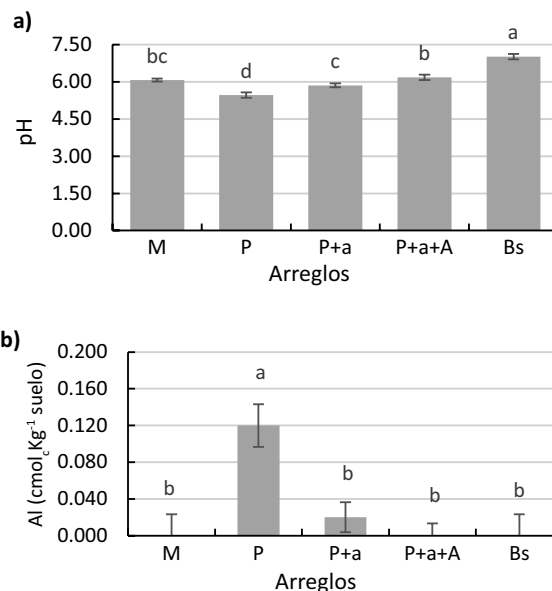


Figura 2. Acidez del suelo en función de los diferentes usos del suelo: (a) pH; (b) Concentración de aluminio (cmol_c/kg). Cada valor representa el promedio de tres réplicas y las barras el error estándar. Promedios con diferente letra minúscula difieren ($P \leq 0.05$) según la prueba de Tukey.

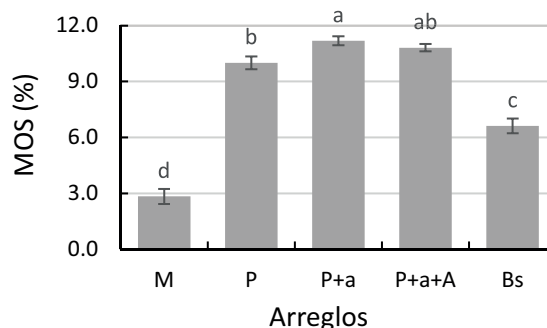


Figura 3. Contenido de MOS (%) en función de los diferentes usos del suelo. Cada valor representa el promedio de tres réplicas. Las barras indican el error estándar. Promedios con letras minúsculas diferentes son diferentes ($P \leq 0.05$) según la prueba de Tukey.

En la época seca, en las parcelas bien drenadas (D1), el arreglo silvopastoril P+a+A presentó un mayor valor de CICE que en Bs y P (35.6 vs. 27.2 y 24.3 cmol_c/kg , respectivamente), pero no fue diferente del SSP P+a (28.1 cmol_c/kg); en cambio, no se presentaron diferencias significativas entre P, P+a y P+a+A (valores entre 28.1 y 30.0 cmol_c/kg) en las parcelas moderadamente drenadas (D2). Por otro lado, en las parcelas pobremente drenadas (D3) se presentó un comportamiento similar a las bien drenadas, con diferencias entre el sistema silvopastoril P+a+A y la P (33.9 vs. 24.1 cmol_c/kg), pero no con el sistema silvopastoril P+a (27.9 cmol_c/kg).

En contraste, en la época lluviosa, en las parcelas bien drenadas (D1) no se detectaron diferencias ($P \leq 0.05$) entre arreglos para la CICE (entre 29.6–30.3 cmol_e/kg), excepto para el sistema de maíz solo (M). En las parcelas moderadamente drenadas (D2) de nuevo se presentaron diferencias ($P \leq 0.05$) entre el sistema silvopastoril P+a+A y la P (33.2 y 26.4 cmol_e/kg , respectivamente), pero no con el sistema silvopastoril P+a (29.5 cmol_e/kg). De igual manera, en las parcelas pobremente drenadas (D3) hubo diferencias ($P \leq 0.05$) entre el tratamiento P+a+A y la P (35.9 vs. 20.9 cmol_e/kg), pero no con el P+a (28.6 cmol_e/kg), tal como ocurrió en la época seca.

Bases intercambiables

Los arreglos afectaron ($P \leq 0.001$) el contenido de calcio, el cual en orden decreciente fue: Bs, P+a+A, P+a, P y M, con valores de 19.21, 18.80, 15.00, 12.78 y 9.18 cmol_e/kg , respectivamente (Figura 5a). El nivel de potasio en el suelo fue afectado por los arreglos ($P < 0.05$), pero solo se observó diferencias entre el sistema silvopastoril P+a+A y el arreglo M (1.319 y 0.887 cmol_e/kg , respectivamente) (Figura 5b).

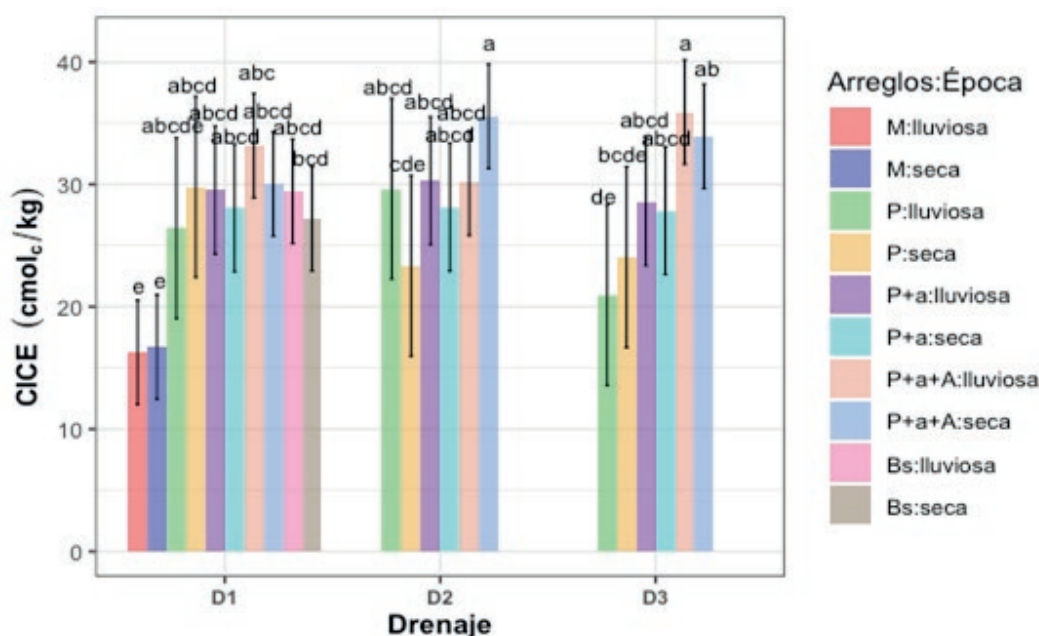


Figura 4. CICE (cmol_e/kg) en el suelo en función de la interacción arreglos \times drenaje \times época ($A \times D \times E$). Cada valor representa el promedio de tres replicas y dos épocas (lluviosa y seca). Las barras indican el error estándar. Promedios con letras minúsculas diferentes son diferentes ($P \leq 0.05$) según la prueba de Tukey. D1, D2 y D3 corresponde a drenaje bueno, regular y malo, respectivamente.

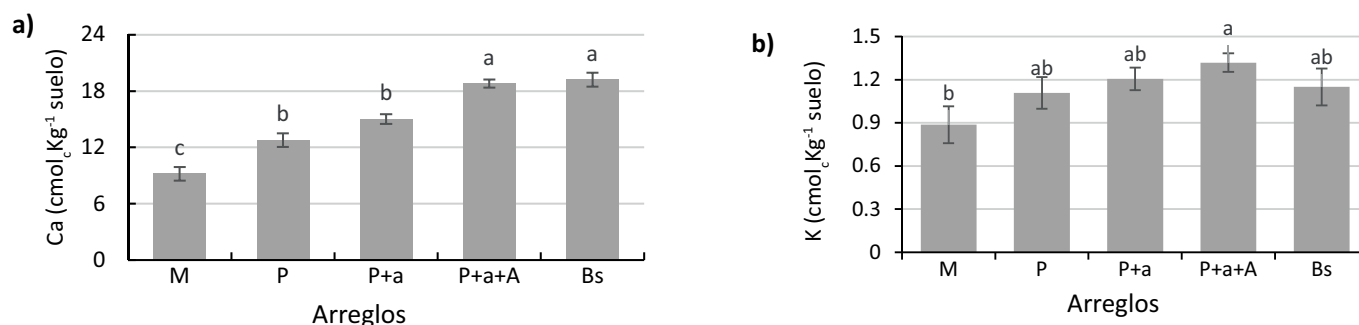


Figura 5. Contenidos de calcio (cmol_e/kg) (a) y de potasio (cmol_e/kg) (b) en el suelo, en función de los usos del suelo. Cada valor representa el promedio de tres replicas. Las barras indican el error estándar. Promedios con letras minúsculas diferentes son diferentes ($P \leq 0.05$) según la prueba de Tukey.

Nitrógeno total e inorgánico

Los arreglos afectaron ($P \leq 0.001$) el contenido de nitrógeno total (Nt) en el suelo, y estos se ordenaron de manera decreciente como: P+a+A, P+a, P, Bs y M, con valores de 0.637, 0.621, 0.578, 0.435 y 0.233%, respectivamente. Los tres primeros valores no difirieron ($P \leq 0.05$) entre sí (Figura 6).

La respuesta del contenido de amonio (NH_4^+) en el suelo en función de los arreglos fue afectado ($P \leq 0.05$) por la época del año; así, en el arreglo SSP P+a+A el contenido de NH_4^+ fue mayor en la época lluviosa que en la seca (21.9 vs. 16.7 mg/kg), pero no se presentaron diferencias debidas a época para el resto de los arreglos (Figura 7a); además, la interacción $A \times E$ alcanzó significancia ($P \leq 0.001$). Por otro lado, también se detectaron diferencias ($P \leq 0.05$) debidas a la época para el contenido de nitratos (NO_3^-) en el suelo. Los valores de este elemento fueron mayores para los SSP P+a y P+a+A en la época lluviosa; mientras que en la época seca los valores más altos correspondieron al tratamiento de maíz solo (Figura 7b).

Fósforo y azufre

El nivel de fósforo en el suelo fue afectado ($P < 0.001$) por los arreglos (Figura 8a). El valor más alto de fósforo se presentó en el arreglo Bs (42.8 mg/kg), el cual fue diferente al resto de los arreglos, excepto del sistema silvopastoril P+a+A (34.8 mg/kg); éste fue a su vez diferente a los arreglos M y P, pero no al P+a (26.5 mg/kg). En los arreglos M y P se presentaron los valores más bajos (22.8 y 20.2 mg/kg, respectivamente).

El contenido de azufre en el suelo (Figura 8b) se vio afectado ($P \leq 0.05$) por el arreglo y la interacción arreglo \times drenaje ($A \times D$). En las parcelas bien drenadas (D1), la concentración de S difirió ($P \leq 0.05$) entre los arreglos P y M (24.25 y 7.58 mg/kg, respectivamente). Los otros arreglos presentaron valores intermedios y no fueron diferentes de los anteriores (11.08 y 18.62 mg/kg, para Bs y P+a, respectivamente). En las parcelas con drenaje moderado (D2) no se presentaron diferencias entre los arreglos en cuanto al contenido de azufre; mientras que en las parcelas con mal drenaje (D3) la concentración de S en el suelo fue mayor ($P \leq 0.05$) en el sistema P (37.25^a mg kg⁻¹) que en los sistemas silvopastoriles P+a+A y P+a (15.33 y 18.62 mg/kg, respectivamente), pero no hubo diferencia entre estos últimos.

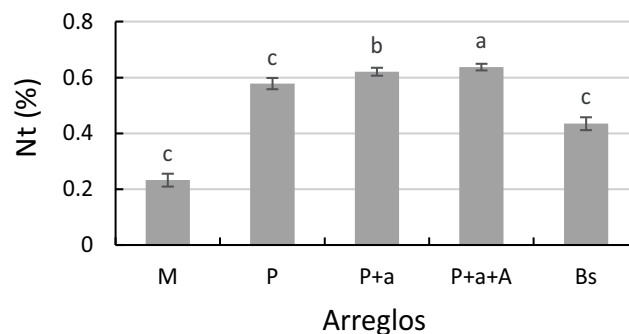


Figura 6. Contenido de nitrógeno total (%) en el suelo en función de los diferentes arreglos. Cada valor representa el promedio de tres replicas. Las barras indican el error estándar. Promedios con letras minúsculas diferentes son diferentes ($P \leq 0.05$) según la prueba de Tukey.

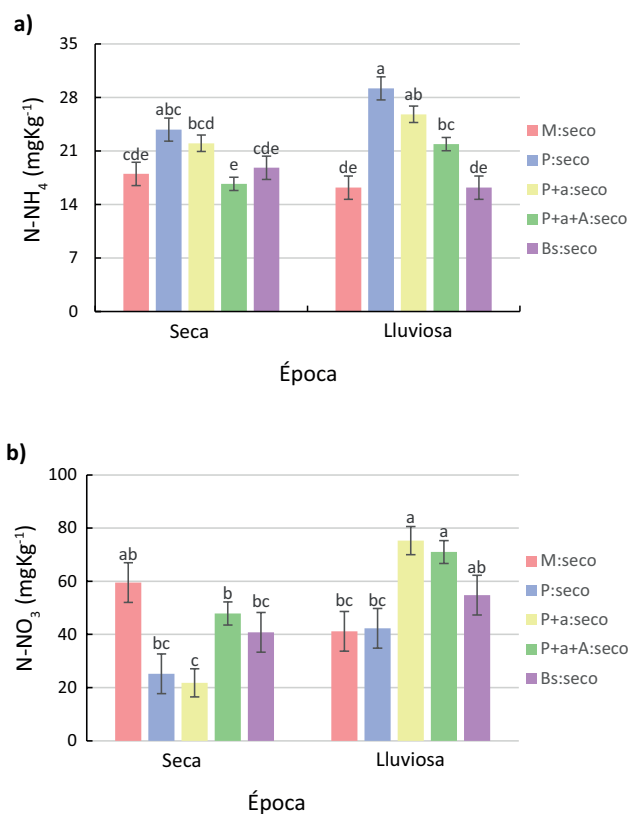


Figura 7. Contenidos de amonio (N-NH_4 mg/kg) (a) y de nitratos (N-NO_3 mg/kg) (b) en el suelo en función de la interacción arreglos \times época ($A \times E$). Cada valor representa el promedio de tres replicas y dos épocas (lluviosa y seca). Las barras indican el error estándar. Promedios con letras minúsculas diferentes son diferentes ($P \leq 0.05$) según la prueba de Tukey.

Micronutrientes

El factor arreglo y la interacción $A \times D$ tuvieron un efecto significativo ($P \leq 0.001$) sobre el contenido de hierro en el suelo (Figura 9a). En las parcelas bien drenadas (D1) hubo diferencias ($P \leq 0.05$) en la concentración de hierro en el suelo entre los arreglos P y P+a (301.0 y 215.8 mg/kg, respectivamente); y los valores más bajos correspondieron al arreglo maíz solo (49.0 mg/kg). Por otro lado, en las parcelas con drenaje moderado (D2) no se presentaron diferencias entre los arreglos, con valores que oscilaron entre 173.3 y 219.0 mg/kg. En cambio, en las parcelas con drenaje pobre (D3) el arreglo de solo pasturas (P) presentó el valor más alto de hierro (626.5 mg/kg; $P \leq 0.05$), mientras que los valores para los arreglos silvopastoriles P+a y P+a+A (300.6 y 172.4 mg/kg, respectivamente) no difirieron entre sí.

La concentración de Mn en el suelo (Figura 9b) fue afectada por el factor arreglo ($P \leq 0.001$), con el mayor valor para el arreglo solo pasturas (P) (10.08 mg/kg), mientras que para los otros tratamientos no se detectaron diferencias, con valores que fluctuaron entre 5.17 y 7.04 mg/kg, para P+a y P+a+A, respectivamente. La concentración de cobre en el suelo (Figura 9c) fue afectada por el tipo de arreglo ($P \leq 0.001$) y por la época del año ($P \leq 0.05$). En orden decreciente, los contenidos de cobre fueron: 9.00, 6.88, 5.92, 4.08 y 3.67 mg/kg para P, P+a, P+a+A, Bs y M, respectivamente.

La concentración de zinc en el suelo (Figura 9d) se vio afectada ($P \leq 0.001$) por el factor arreglo. Los valores de zinc en orden decreciente fueron: 7.75, 7.33, 4.69, 2.28 y 1.53 mg/kg para P+a, P, P+a+A, Bs y M, respectivamente. En el caso de la concentración de boro en el suelo (Figura 9e) está también fue afectada ($P < 0.001$) por el factor arreglo. La concentración más alta se halló en el uso forestal Bs (2.1 mg/kg), seguido por

el P+a+A y el P+a (1.71 y 1.59 mg/kg, respectivamente). Los contenidos más bajos de zinc en el suelo ($P \leq 0.05$) correspondieron a la pastura sola y a la siembra de maíz en monocultivo, con valores de 0.85 y 0.98 mg/kg, respectivamente.

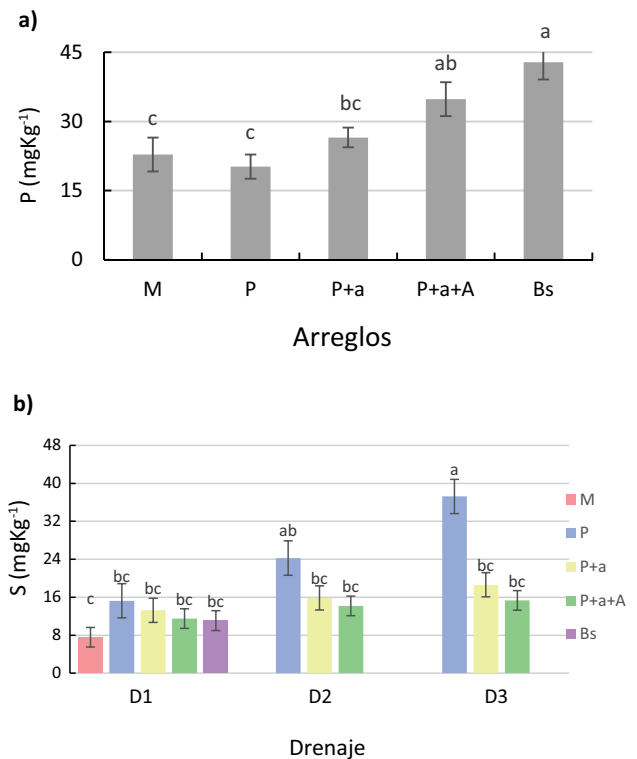


Figura 8. (a) Niveles de fósforo (mg/kg) en el suelo en función de los arreglos. (b) Concentración de azufre (mg/kg) en el suelo en función de la interacción arreglos \times drenaje ($A \times D$). Cada valor representa el promedio de tres replicas y dos estaciones (lluviosa y seca) que no fueron significativos. Las barras indican el error estándar. Promedios con letras minúsculas diferentes son diferentes ($P \leq 0.05$) según la prueba de Tukey.

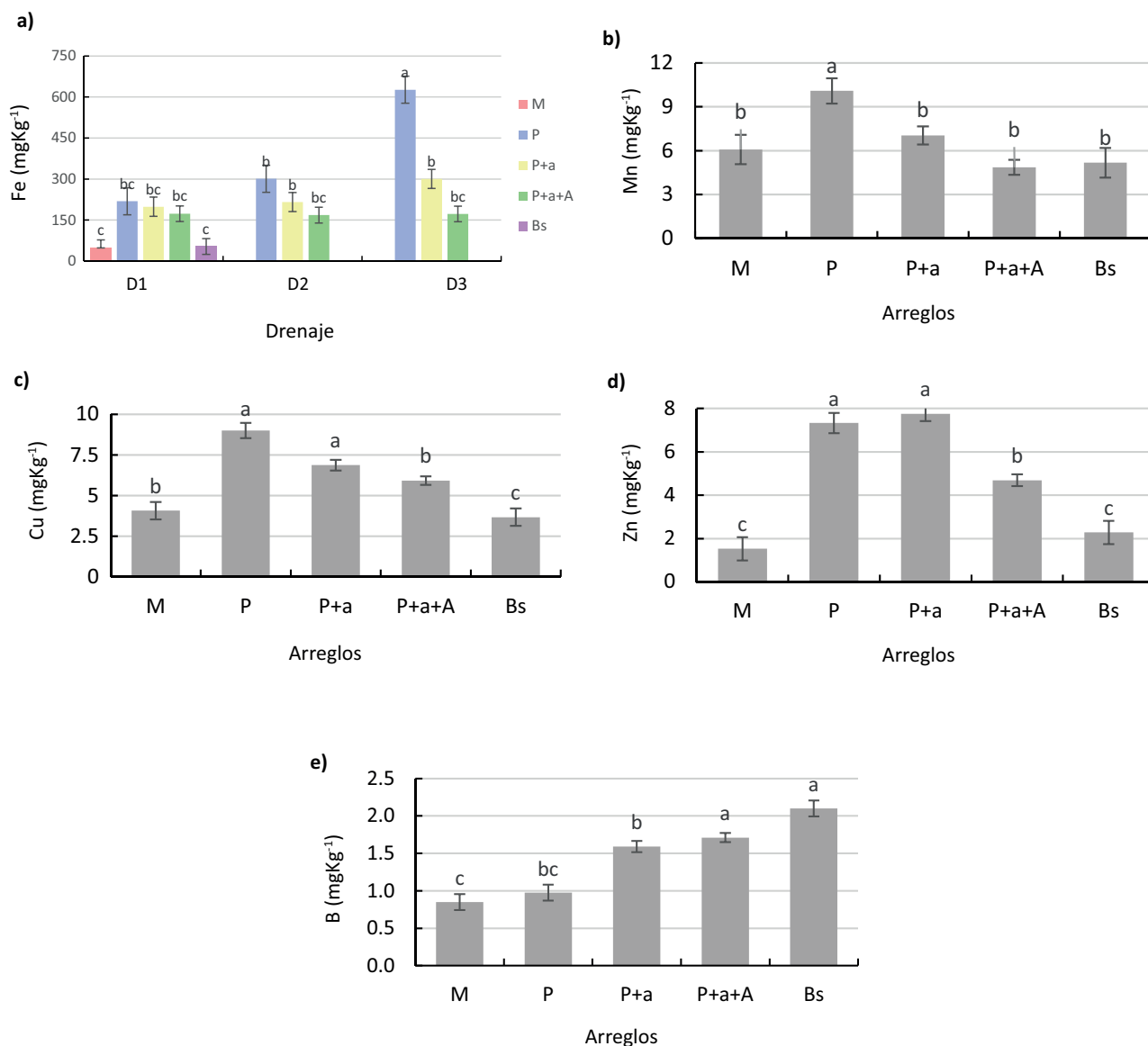


Figura 9.(a) Concentración de hierro (mg/kg) en el suelo en función de la interacción arreglos × drenaje (A × D); y (b) concentración de manganeso (mg/kg); (c) de cobre (mg/kg); (d) de zinc (mg/kg) y (e) de boro (mg/kg) en función de los diferentes arreglos. Cada valor representa el promedio de tres réplicas y dos épocas (lluviosa y seca) que no fueron significativos. Las barras indican el error estándar. Promedios con letras minúsculas diferentes, difirieron ($P \leq 0.05$) según la prueba de Tukey.

Discusión

Los suelos de los arreglos silvopastoriles presentaron los mayores contenidos de MOS, N total, N-NO_3 , Mg, B y CICE. Los incrementos en estos indicadores pueden estar asociados al mayor aporte de hojarasca que generan estos sistemas y el reciclaje asociado a la descomposición de dicho material. Martínez (2013) reportó aportes anuales de hojarasca de 2,877 kg/ha/año en sistemas silvopastoriles multiestrato similares a los de este estudio, lo cual indica que estos sistemas son una fuente importante de nutrientes depositados en el suelo.

Los sistemas silvopastoriles tienen como ventaja que tanto los árboles como los arbustos actúan como agentes de fertilización (Bordron et al. 2019), los cuales absorben nutrientes en estratos profundos del suelo, los llevan a su dosel y cuando cae la hojarasca (hojas, flores, frutos), aportan materia orgánica y los nutrientes contenidos en ella (Zhu Xiai et al. 2021). Lo anterior se comprueba al comparar los contenidos de MOS en los diferentes arreglos estudiados (Figura 3), en los cuales los SSP tienen valores 3.8–4.0 veces más altos que lo que lo observado en el sistema maíz y un 8–12% (en términos relativos) mayor que la MOS del sistema pastura.

La velocidad de descomposición de la hojarasca en los ecosistemas de bosque seco tropical en general es bastante rápida, lo que permite que muchos de los nutrientes sean liberados en menos de un año ([Sierra y Nygren 2006](#)); sin embargo, la presencia de metabolitos secundarios (como los taninos) en las raíces y en la hojarasca hacen que el proceso de descomposición sea más lento ([Castellanos-Barliza y León-Peláez 2011](#); [Chomel et al. 2016](#)). Además, estos autores argumentan que la influencia de los metabolitos secundarios se da a través de la interacción con la cadena alimenticia trófica del suelo.

Asimismo, los SSP presentaron en promedio 2.7 veces más Nt en el suelo que en las parcelas de maíz solo (M), pero los valores encontrados en M no difirieron de los que presentaron los terrenos con solo pastura (P). Estas diferencias se asocian a que en los SSP había presencia de arbustos y árboles leguminosos capaces de fijar altas cantidades de N atmosférico ([Bryan 2000](#)). En contraste, el cultivo de maíz solo y sus prácticas asociadas producen una disminución de los contenidos de MOS y el Nt, los cuales no son siempre recuperados o nivelados con los aportes de nitrógeno vía fertilizantes ([Sellan et al. 2020](#)).

Este comportamiento también se detectó en la concentración de NO_3 y NH_4 del suelo. Es bien conocido que los microorganismos del suelo realizan los procesos de amonificación y nitrificación; la amonificación por medio de hongos, bacterias y arqueas ([Balume et al. 2022](#)), mientras que la nitrificación ocurre por acción bacteriana, liberándose NH_4 y NO_3 , respectivamente. Es posible que al tener la pastura un pH más bajo (5.47) y mayor presencia de aluminio, ocurra más amonificación y se limite la nitrificación. Por el contrario, en los SSP con pH de 5.9–6.2, y sin presencia de aluminio, ambos procesos no se ven limitados ([Norton y Ouyang 2019](#)).

Por otro lado, durante la época lluviosa, los SSP presentaron contenidos de nitratos más altos (71.0 y 75.3 mg/kg) que los arreglos de maíz y pastura de solo gramíneas (41.2 y 42.3 mg/kg), quizás porque los SSP fueron capaces de mantener más humedad en el suelo, lo cual afectó la tasa de nitrificación, la disponibilidad del sustrato amonio y del oxígeno por difusión; en contraste a los arreglos de pastura sola y maíz, en los cuales se pueden presentar más situaciones de estrés hídrico ([Yang Xioyan et al. 2019](#)) por no tener cobertura de leñosas.

Los contenidos de fósforo, calcio, potasio y boro en el suelo presentaron un comportamiento similar entre ellos. En general, el arreglo silvopastoril (P+a+A) y el Bs presentaron valores más altos para estos elementos que en los otros arreglos, siendo menor en el sistema de maíz solo, mientras que el silvopastoril P+a y solo pasturas (P)

presentaron valores intermedios. En el caso del fosfato, en este estudio se encontró que los SSP multiestrato fueron superiores a los de maíz y pasturas solas en un 53 y 73%, respectivamente. En general se sabe que la MOS es una fuente de fosfato y de los otros nutrientes del suelo, y como en los sistemas silvopastoriles y el bosque seco existe una mayor diversidad de especies vegetales incluyendo leñosas, se espera que haya una mayor oportunidad para que las raíces de los árboles extraigan nutrientes de zonas más profundas del perfil del suelo ([Bordron et al. 2019](#)), los lleven al dosel y posteriormente lo aporten al suelo como hojarasca, y que finalmente se liberen nutrientes como producto de la descomposición de MO por acción microbiana.

Cajas-Girón (2002) plantea que la escogencia de especies arbóreas para establecer SSP se debe hacer considerando aquellas que poseen las características deseadas en términos de la interacción planta-suelo. En ese contexto, Casanova et al. (2007) destacan la importancia que las especies arbóreas elegidas posean raíces agresivas con relación a los sistemas radicales del cultivo asociado, y que manifiesten un crecimiento lateral profundo o posean una alta plasticidad.

En el caso particular del P inorgánico, éste es liberado por acción de las fosfatasa de los microorganismos ([Osorio 2014](#)). Los resultados obtenidos en este estudio para el SSP multiestrato (P+a+A) son comparables a los reportados por varios autores ([Martínez et al. 2014](#); [Yang Xioyan et al. 2019](#); [Sayer et al. 2020](#)). En cuanto al boro, Chetelat et al. (2021) sostienen que el reciclaje de este elemento vía vegetación puede ocasionar una concentración relativamente alta en la solución del suelo, tal como se encontró en el presente estudio; en cambio, en los arreglos M y P se presentan raíces menos profundas y es mucho menor el reciclaje a través de la hojarasca ([Jia Qianmin et al. 2020](#)).

También es de destacar que en el sistema de maíz solo las concentraciones de nutrientes tienden a ser más bajas, a pesar de las aplicaciones de fertilizante fosfórico y enmiendas orgánicas, lo cual demuestra la baja sostenibilidad de este sistema, asociado a la calidad/salud de suelo, y por extensión se puede sugerir que en algún grado puede ocurrir algo similar en el sistema de solo pastos. Además, es necesario resaltar que en el arreglo de solo pastos se presentó un mayor contenido de aluminio (Figura 2b) lo cual podría haber interferido con la disponibilidad del P inorgánico ([Penn y Camberato 2019](#); [Chavarro-Bermeo et al. 2022](#)).

En el caso de los micronutrientes Fe, Mn, Cu y Zn se encontró una menor disponibilidad en el suelo de los

arreglos maíz solo (M) y Bosque secundario (Bs). En el caso del maíz solo, esto era de esperar debido no solo a la continua remoción de nutrientes a través de los granos cosechados (Miner et al. 2018), sino también por los bajos aportes de MO a través de los residuos del cultivo, lo que restringe las posibilidades de reciclaje. En el caso del Bs, por el contrario, hay un aporte de MO y un reciclaje activo, pero el pH del suelo es más alto (pH 7.02), lo cual puede haber contribuido a la insolubilización de estos micronutrientes y su precipitación como hidróxidos (Acevedo-Sandoval et al. 2004).

En contraste, en el arreglo pasturas (P) el pH fue más bajo (pH 5.47), lo cual favorece la solubilización de esos micronutrientes (Dhaliwal et al. 2019; Mao Qinggong et al. 2017). Adicionalmente, los estudios de Sayer et al. (2020) evaluando por más de 15 años el ciclo de nutrientes en el bosque seco tropical, sugirieron que micronutrientes tales como el Zn y el Mn están más influenciado por procesos biológicos como la descomposición de hojarasca por acción fúngica, que por procesos químicos o físicos.

Por otro lado, se sabe que cuando hay mayor disponibilidad de P, tal como ocurrió en los tratamientos P+a+A y Bs, disminuye la disponibilidad de micronutrientes (Roshinus et al. 2021). Queda aún por explicar por qué en los suelos con SSP (P+a y P+a+A) fue menor la disponibilidad de micronutrientes, pero lo que sí está claro es que estos no limitaron el crecimiento vegetal; aunque en estudios de descomposición de hojarasca se ha visto que hay una tendencia a la inmovilización de los micronutrientes, al quedar estos atrapados en la materia orgánica (Dhaliwal et al. 2019).

Los SSP tienden a generar una mayor concentración de nutrientes en el suelo comparado con lo que hace la pastura y muy particularmente cuando se compara con el cultivo de maíz en monocultivo. En los SSP sobresalen los contenidos de MOS, Nt, P, K, B, Mg, Ca y los niveles de CICE. Esto puede ser el resultado del mayor reciclaje de biomasa senescente que ocurre en los SSP, donde las leñosas con un sistema radicular pivotante son capaces de extraer nutrientes de mayor profundidad y eventualmente reciclarlos vía caída de hojarasca (Casanova et al. 2007), la cual se descompone por acción de microorganismos del suelo, dejando el suelo con una mejor biodisponibilidad de nutrientes para ser absorbidos por las plantas. Esto es favorecido aun más si las leñosas son de tipo leguminoso, que están en relación simbiótica con bacterias fijadoras de nitrógeno asociadas a su raíz, lo cual permite la captura de N atmosférico, el cual recircula entre las plantas, animales y el componente biorgánico del suelo (Bryan 2000).

Conclusiones

Los resultados de este estudio confirman que los indicadores químicos de salud del suelo pueden mejorarse con el establecimiento de SSP, en comparación a lo que ocurre en sistemas tradicionales más simples, como el maíz en monocultivo o pasturas de solo gramíneas; sin embargo, tal efecto está condicionado por la época del año y las condiciones de drenaje del suelo. Además, los SSP involucran la presencia de animales en pastoreo, lo cual permite el reciclaje de nutrientes a través de las excretas, aumentando su disponibilidad de estos en el suelo.

Referencias

(Nota de los editores: Enlaces verificados el 14 de agosto de 2023).

- Acevedo-Sandoval O; Ortiz-Hernández E; Cruz-Sánchez M; Cruz-Chávez E. 2004. El papel de óxidos de hierro en suelos. *Terra Latinoamericana* 22(4):485–497. [bit.ly/3YuSaS2](https://doi.org/10.15446/caldasia.v41n1.71320)
- Ballesteros-Correa J; Morelo-García L; Pérez-Torres J. 2019. Composición y estructura vegetal de fragmentos de bosque seco tropical en paisajes de ganadería extensiva bajo manejo silvopastoril y convencional en Córdoba, Colombia. *Caldasia* 41(1):224–234. doi: [10.15446/caldasia.v41n1.71320](https://doi.org/10.15446/caldasia.v41n1.71320)
- Balume I; Agumas B; Musyoki M; Marhan S; Cadisch G; Rasche F. 2022. Potential proteolytic enzyme activities modulate archaeal and bacterial nitrifier abundance in soils differing in acidity and organic residue treatment. *Applied Soil Ecology* 169:104188. doi: [10.1016/j.apsoil.2021.104188](https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104188)
- Bordron B; Robin A; Oliveira IR; Guillemot J; Laclau JP; Jourdan C; Nouvellon Y; Abreu-Junior CH; Trivelin PCO; Gonçalves JLM; Plassard C; Bouillet JP. 2019. Fertilization increases the functional specialization of fine roots in deep soil layers for young *Eucalyptus grandis* trees. *Forest Ecology and Management Journal* 431:6–16. doi: [10.1016/j.foreco.2018.03.018](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.03.018)
- Brevik EC; Pereg L; Steffan JJ; Burgess LC. 2018. Soil ecosystem services and human health. *Current Opinion in Environmental Science and Health Journal* 5:87–92. doi: [10.1016/j.coesh.2018.07.003](https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.07.003)
- Bryan JA. 2000. Nitrogen-fixing leguminous trees and shrubs: A basic resource of agroforestry. En: Ashton MS; Montagnini F, eds. *The silvicultural basis for agroforestry systems*. CRC Press, Boca Raton, USA. pp. 41–60. [bit.ly/3OuuJU3](https://doi.org/10.1016/j.3OuuJU3)
- Burt R. 2004. *Soil Survey Laboratory Methods Manual*. Soil Survey Investigations - Report No. 42 Version 4.0. United States Department of Agriculture Natural Resources Conservation Service. 735 p. [bit.ly/3KCEy10](https://doi.org/10.1016/j.3KCEy10)
- Cajas-Girón YS. 2002. Evaluation of the role of trees and shrubs in seasonally dry pasture in the Caribbean Region

- of Colombia. Tesis Doctoral. Universidad de Bangor, Gwynedd, Reino Unido. bit.ly/3YzutrX
- Cajas-Girón YS, Sinclair FL. 2001. Characterization of multistrata silvopastoral systems on seasonally dry pastures in the Caribbean Region of Colombia. *Agroforestry Systems* 53(2):215–225. doi: [10.1023/A:1013384706085](https://doi.org/10.1023/A:1013384706085)
- Cajas-Girón YS; Jones M; Sinclair FL. 2002. Combining tree diversity and cattle on seasonally dry pastures in Colombia. En: *Proceeding of the International conference on responding to the increasing global demand for animal products*. Yucatan, Mexico. British Society of Animal Science, pp. 53–54.
- Casanova F; Ramírez L; Solorio F. 2007. Interacciones radiculares en sistemas agroforestales: mecanismos y opciones de manejo. *Avances en Investigación Agropecuaria* 11(3):41–52. bit.ly/3Ysjr7z
- Castellanos-Barliza J; León Peláez JD. 2011. Descomposición de hojarasca y liberación de nutrientes en plantaciones de *Acacia mangium* (Mimosaceae) establecidas en suelos degradados de Colombia. *Revista de Biología Tropical* 59(1):113–128. doi: [10.15517/rbt.v59i1.3182](https://doi.org/10.15517/rbt.v59i1.3182)
- Chavarro-Bermeo JP; Arruda B; Mora-Motta DA; Bejarano-Herrera W; Ortiz-Moreno FA; Somenahally A; Silva-Olaya AM. 2022. Responses of soil phosphorus fractions to land-use change in Colombian Amazon. *Sustainability* 14(4):2285. doi: [10.3390/su14042285](https://doi.org/10.3390/su14042285)
- Chetelat B; Gaillardet J; Chen Jiubin. 2021. Dynamic of boron in forest ecosystems traced by its isotopes: A modeling approach. *Chemical Geology* 560:119994. doi: [10.1016/j.chemgeo.2020.119994](https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2020.119994)
- Chomel M; Guittonny-Larchevêque M; Fernandez C; Gallet C; DesRochers A; Paré D; Jackson BG; Baldy V. 2016. Plant secondary metabolites: a key driver of litter decomposition and soil nutrient cycling. *Journal of Ecology* 104(6):1527–1541. [jstor.org/stable/26177084](https://www.jstor.org/stable/26177084)
- Dhaliwal SS; Naresh RK; Mandal A; Singh R; Dhaliwal MK. 2019. Dynamics and transformations of micronutrients in agricultural soils as influenced by organic matter build-up: A review. *Environmental and Sustainability Indicators* 1–2:100007. doi: [10.1016/j.indic.2019.100007](https://doi.org/10.1016/j.indic.2019.100007)
- Doran JW; Parkin TB. 1994. Defining and assessing soil quality. En: Doran JW; Coleman DC; Bezdicsek DF; Stewart BA, eds. *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*, SSSA special publication, Soil Science Society of America, Madison, WI, USA. 35:3–21. doi: [10.2136/sssaspecpub35.cl](https://doi.org/10.2136/sssaspecpub35.cl)
- Gamarra-Lezcano CC; Díaz-Lezcano MI; Vera-Ortiz M; Galeano MP; Cabrera-Cardús AJN. 2018. Relación carbono-nitrógeno en suelos de sistemas silvopastoriles del Chaco paraguayo. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 9(46):4–26. bit.ly/3YKrsEY
- Herrero M; Thornton PK; Notenbaert AM; Wood S; Msangi S; Freeman HA; Bossio D; Dixon J; Peters M; Van de Steeg J; Lynam J; Parthasarathy Rao P; Macmillan S; Gerard B; McDermott J; Seré C; Rosegrant M. 2010. Smart investments in sustainable food production: Revisiting mixed crop-livestock systems. *Science* 327(5967):822–825. doi: [10.1126/science.1183725](https://doi.org/10.1126/science.1183725)
- Holdridge LR. 1971. *Forest environments in tropical life zones: a pilot study*. 1st ed. Pergamon Press. Oxford, UK. ISBN: 0080163408
- IGAC (Instituto Geográfico Agustín Codazzi). 2009. *Estudio general de suelos y zonificación de tierras de Córdoba*. 502 p. ISBN: 9789588323329
- Jia Qianmin; Xu Ranran; Chang Shenghua; Zhang Cheng; Liu Yongjie; Shi Wei; Peng Zechen; Hou Fujiang. 2020. Planting practices with nutrient strategies to improve productivity of rain-fed corn and resource use efficiency in semi-arid regions. *Agricultural Water Management* 228:105879. doi: [10.1016/j.agwat.2019.105879](https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.105879)
- Lamb D; Erskine PD; Parrotta JA. 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* 310(5754):1628–1632. doi: [10.1126/science.1111773](https://doi.org/10.1126/science.1111773)
- Mao Qinggong; Lu Xiankai; Zhou Kaijun; Chen Hao; Zhu Xiaomin; Mori Taiki; Mo Jiangming. 2017. Effects of long-term nitrogen and phosphorus additions on soil acidification in an N-rich tropical forest. *Geoderma* 285:57–63. doi: [10.1016/j.geoderma.2016.09.017](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.09.017)
- Martínez JC. 2013. *Producción y descomposición de hojarasca en sistemas silvopastoriles de estratos múltiples y su efecto sobre propiedades bioorgánicas del suelo en el Valle Medio del Río Sinú*. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional de Colombia, Medellín, Colombia. [handle/unal/20938](https://hdl.handle.net/unal/20938)
- Martínez J; Cajas YS; León JD; Osorio NW. 2014. Silvopastoral systems enhance soil quality in grasslands of Colombia. *Applied and Environmental Soil Science* 2014:359736. doi: [10.1155/2014/359736](https://doi.org/10.1155/2014/359736)
- McAlpine CA; Etter A; Fearnside PM; Seabrook L; Laurance WF. 2009. Increasing world consumption of beef as a driver of regional and global change: a call for policy action based on evidence from Queensland (Australia), Colombia and Brazil. *Global Environmental Change* 19(1):21–33. doi: [10.1016/j.gloenvcha.2008.10.008](https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.008)
- Mejía-Kerguelén S; Suárez-Paternina EA; Atencio-Solano LM; Tapia-Coronado JJ; Paternina-Paternina Y; Cuadrado-Capella HR. 2020. Desempeño productivo de bovinos de levante en pastoreo rotacional de *Bothriochloa pertusa* (L) A. Camus en Colombia. *Pastos y Forrajes* 43(4):352–360. bit.ly/3quUDzi
- Miner GL; Delgado JA; Ippolito JA; Barbarick KA; Stewart CE; Manter DK; Del Grosso SJ; Halvorson AD; Floyd BA; D'Adamo RE. 2018. Influence of long-term nitrogen

- fertilization on crop and soil micronutrients in a no-till maize cropping system. *Field Crops Research* 228:170–182. doi: [10.1016/j.fcr.2018.08.017](https://doi.org/10.1016/j.fcr.2018.08.017)
- Moebius-Clune BN; Moebius-Clune DJ; Gugino BK; Idowu OJ; Schindelbeck RR; Ristow AJ; van Es HM; Thies JE; Shayler HA; McBride MB; Kurtz KSM; Wolfe DW; Abawi GS. 2016. Comprehensive Assessment of Soil Health – The Cornell Framework Training Manual 3.2. Cornell University, Geneva, NY, USA. 123 p. bit.ly/3qFoBk2
- Norton J; Ouyang Y. 2019. Controls and adaptive management of nitrification in agricultural soils. *Frontiers in Microbiology* 10:1931. doi: [10.3389/fmicb.2019.01931](https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.01931)
- Obalum SE; Buri MM; Nwite JC; Hermansah; Watanabe Y; Igwe CA; Wakatsuki T. 2012. Soil degradation-induced decline in productivity of Sub-Saharan African soils: The prospects of looking downwards the lowlands with the Sawah Ecotechnology. *Applied and Environmental Soil Science* 2012:673926. doi: [10.1155/2012/673926](https://doi.org/10.1155/2012/673926)
- Osorio NW. 2014. Manejo de nutrientes en suelos del trópico. Colombia: Editorial L. Vieco S.A.S. 412 p. ISBN: 978-958-44-9746-8
- Penn CJ; Camberato JJ. 2019. A critical review on soil chemical processes that control how soil pH affects phosphorus availability to plants. *Agriculture* 9(6):120. doi: [10.3390/agriculture9060120](https://doi.org/10.3390/agriculture9060120)
- R Core Team. 2023. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. r-project.org
- Roshinus A; Princely N; Palmer B; Kfuban BP. 2021. Characterization of agroforestry systems and their effectiveness in soil fertility enhancement in the south-west region of Cameroon. *Current Research in Environmental Sustainability* 3:100024. doi: [10.1016/j.crsust.2020.100024](https://doi.org/10.1016/j.crsust.2020.100024)
- Sadeghian S; Rivera JM; Gómez ME. 1999. Impacto de sistemas de ganadería sobre las características físicas, químicas y biológicas de suelos en los Andes de Colombia. En: Sanchez MD; Rosales Méndez M, eds. *Memorias de una conferencia electrónica sobre Agroforestería para la producción animal en Latinoamérica*. Estudio FAO producción y sanidad animal. Fundación CIPAV y FAO, Roma, Italia 143:77–95. bit.ly/3kifous
- Sayer EJ; Rodtassana C; Sheldrake M; Bréchet LM; Ashford OS; Lopez-Sangil L; Kerdraon-Byrne D; Castro B; Turner BL; Wright SJ; Tanner EVJ. 2020. Revisiting nutrient cycling by litterfall: Insights from 15 years of litter manipulation in old-growth lowland tropical forest. En: Dumbrell AJ; Turner EC; Fayle TM, eds. *Advances in Ecological Research* 62:173–223. doi: [10.1016/bs.aecr.2020.01.002](https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2020.01.002)
- Sellan G; Thompson J; Majalap N; Robert R; Brearley FQ. 2020. Impact of soil nitrogen availability and pH on tropical heath forest organic matter decomposition and decomposer activity. *Pedobiologia* 80:150645. doi: [10.1016/j.pedobi.2020.150645](https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2020.150645)
- Sierra J; Nygren P. 2006. Transfer of N fixed by a legume tree to the associated grass in a tropical silvopastoral system. *Sol Biology and Biochemistry* 38(7):1893–1903. doi: [10.1016/j.soilbio.2005.12.012](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.12.012)
- Van Dijk M; Morley T; Rau ML; Saghai Y. 2021. A meta-analysis of projected global food demand and population at risk of hunger for the period 2010–2050. *Nature Food* 2(7):494–501. doi: [10.1038/s43016-021-00322-9](https://doi.org/10.1038/s43016-021-00322-9)
- Yang Xiuyan; Chen Xiangwei; Yang Xitian. 2019. Effect of organic matter on phosphorus adsorption and desorption in a black soil from Northeast China. *Soil and Tillage Research* 187:85–91. doi: [10.1016/j.still.2018.11.016](https://doi.org/10.1016/j.still.2018.11.016)
- Zhu Xia; Zou Xin; Lu Enfu; Deng Yun; Luo Yan; Chen Hui; Liu Wenjie. 2021. Litterfall biomass and nutrient cycling in karst and nearby non-karst forests in tropical China: A 10-year comparison. *Science of The Total Environment* 758:143619. doi: [10.1016/j.scitotenv.2020.143619](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143619)

(Recibido para publicación 17 marzo 2022; aceptado 06 junio 2023; publicado 30 de septiembre 2023)

© 2023



Tropical Grasslands-Forrajeros Tropicales una revista de acceso abierto publicada por el Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT), en asociación con el Instituto de Recursos Genéticos de Cultivos Tropicales de la Academia China de Ciencias Agrícolas Tropicales (TCGRI-CATAS). Este trabajo está bajo la licencia Creative Commons Attribution 4.0 International (CC BY 4.0).