




Impacto del uso de suelo sobre el secuestro del carbono orgánico en un área natural de Medellín, Colombia

Impact of land use on organic carbon sequestration in a natural area of Medellín, Colombia

Víctor Alfonso Mondragón Valencia ^{1,2}, Flavio Moreno Hurtado ^{1,3}, Daniel Francisco Jaramillo Jaramillo ^{1,4}.

¹Universidad Nacional de Colombia - Sede Medellín. Medellín, Colombia. ² ✉ vamondragonv@unal.edu.co,

² ✉ fmoreno@unal.edu.co, ² ✉ djaramal@unal.edu.co



<https://doi.org/10.15446/acag.v71n1.101342>

2022 | 71-1 p 39-46 | ISSN 0120-2812 | e-ISSN 2323-0118 | Rec.: 2022-02-28 Acep.: 2022-06-08

Resumen

Este estudio evaluó el secuestro de carbono orgánico del suelo (COS) en cuatro coberturas vegetales (vegetación secundaria [VS], plantaciones forestales de *Eucalyptus globulus* [EUC] y *Pinus patula* [PIN] y pasturas [PAS]) y su correlación con las propiedades fisicoquímicas del suelo. Se tomaron muestras de suelo a dos profundidades en el horizonte A (0-10 y 10-20 cm). Igualmente, se midieron variables fisicoquímicas del suelo para evaluar su relación con los cambios en el secuestro de COS. Encontramos el mayor almacenamiento de COS en el horizonte A de EUC (100.5 ton C ha⁻¹), seguido por PAS (75.55 ton C ha⁻¹), PIN (66.70 ton C ha⁻¹) y VS (56.53 ton C ha⁻¹). Más aún, el COS se correlacionó positiva y significativamente con la máxima capacidad de retención de agua, índice de estabilidad estructural, contenidos de arena, arcilla y carbono en ácidos húmicos y fúlvicos. Sin embargo, el COS se correlacionó negativamente con la densidad aparente, estado de agregación, contenidos de limo, pH y la CICE. Estos resultados sugieren que el cambio de cobertura afecta significativamente el secuestro de COS, las características de la materia orgánica del suelo y las propiedades fisicoquímicas del suelo.

Palabras clave: cobertura vegetal, materia orgánica del suelo, propiedades del suelo, significancia estadística.

Abstract

This study evaluated soil organic carbon sequestration (SOC) in four vegetation covers (secondary vegetation [VS], forest plantations of *Eucalyptus globulus* (EUC) and *Pinus patula* [PIN] and pastures [PAS]), and its correlation with the physicochemical properties of the soil. Soil samples were taken at two depths in the A horizon (0-10 and 10-20 cm). Soil physicochemical variables were measured to evaluate their relationship with changes in SOC sequestration. We found that the highest SOC storage was in horizon A of EUC (100.5 ton C ha⁻¹), followed by PAS (75.55 ton C ha⁻¹), PIN (66.70 ton C ha⁻¹) and SV (56.53 ton C ha⁻¹). The SOC was significantly and positively correlated with the maximum water retention capacity, structural stability index, content of sand, clay, and carbon in humic and fulvic acids. However, SOC was negatively correlated with apparent density, state of aggregation, silt content, pH and CICE. These results suggest that cover change significantly affects SOC sequestration, soil organic matter characteristics, and soil physicochemical properties.

Keywords: plant cover, soil organic matter, soil properties, statistical significance.

Introducción

El carbono orgánico del suelo (COS) corresponde al ingreso de CO_2 de la atmósfera al suelo a través de plantas, residuos de plantas y otros sólidos orgánicos que se almacenan o se retienen en el suelo como parte de la materia orgánica del suelo (MOS) y la emisión de CO_2 a la atmósfera por mineralización de la MOS (Olson *et al.*, 2014). Ante la actual crisis climática debida a las concentraciones atmosféricas de CO_2 , se ha reconocido la importancia de los suelos en el ciclo global del carbono (C), por lo cual los científicos y los formuladores de políticas han promovido el secuestro de COS como una posible oportunidad adicional para contrarrestar, en parte, el aumento de las concentraciones atmosféricas de CO_2 (Rumpel *et al.*, 2020). En los primeros 20 cm del suelo se almacenan alrededor de 15 Mg C ha⁻¹, sin embargo, en los trópicos, alrededor del 50 al 75 % de este C se libera a la atmósfera durante los primeros 20 años por cambios de uso de la tierra (Hutchinson *et al.* 2007). El secuestro de COS podría ayudar a compensar estas emisiones. Ello estará relacionado con el uso del suelo, debido a que las coberturas del suelo regulan los regímenes microclimáticos y la ruptura de los agregados del suelo, los cuales representan importantes factores que inciden en el grado de humificación y oxidación de la MOS (Dos Santos *et al.*, 2019).

Las diferencias en los contenidos de COS asociadas con la cobertura vegetal inciden sobre la mayoría de las propiedades físicas y químicas del suelo, convirtiendo al COS en un indicador clave de su calidad en términos agrícolas y ambientales (Tfaily *et al.*, 2017). Es por esto que, en un manejo sustentable de los ecosistemas, el COS debe mantenerse o aumentarse; para este fin, algunas prácticas como los sistemas forestales y la conservación tienen un lugar destacado en el secuestro de COS (Beillouin *et al.*, 2022). Sin embargo, establecer una clara relación de dependencia entre el COS y la productividad del suelo es complejo. Su efecto en las propiedades físicas se manifiesta mediante la modificación de la estructura y la distribución del espacio poroso del suelo (Neris *et al.*, 2012). La cantidad de COS no solo depende de las condiciones ambientales locales, sino que también es afectada fuertemente por el manejo del suelo. Existen prácticas de manejo que generan un detrimento del COS en el tiempo, a la vez que hay prácticas que favorecen su acumulación.

El objetivo de este trabajo fue evaluar el secuestro de COS en suelos con 4 coberturas vegetales diferentes: vegetación secundaria, plantaciones forestales de *Eucalyptus globulus* y *Pinus patula* (resultantes de un proceso de recuperación de la cobertura vegetal) y pasturas (producto de áreas abandonadas en regeneración natural). También se tuvo como objetivo estimar el efecto del secuestro de COS en las propiedades fisicoquímicas del suelo a través de índices de correlación, en un ecosistema urbano de la ciudad de Medellín (Colombia).

Materiales y métodos

Descripción del área de estudio. La investigación se realizó en el parque natural regional metropolitano (PNRM) Cerro El Volador, ubicado en Medellín (Colombia), con coordenadas geográficas 6°15' N y 75°34' W. Este sector posee un área total de 119 ha y su rango altitudinal varía entre 1468 y 1628 ms.n.m. La precipitación media anual es de 1626,30 mm, con un comportamiento bimodal; la temperatura oscila entre los 17° C y 28.5° C y corresponde a la zona de vida de bosque húmedo premontano (IDEAM, 2017).

La edad de las coberturas seleccionadas es superior a los 31 años, según lo reportado por Moreno *et al.* (1997). En cada parcela se determinó la estructura diamétrica y altimétrica para los árboles con diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor a 10 cm; para ello se midió el DAP con cinta métrica y la altura con clinómetro. También se realizó la clasificación taxonómica de las especies de las coberturas vegetales estudiadas con base en recorridos en campo, colecta y verificación de material en el herbario HUA de la Universidad de Antioquia.

La cobertura de vegetación secundaria (VS) presentó una extensión de 8.53 ha con un área basal de 6.08 m²/ha y aproximadamente 873 árboles por ha con DAP>0.1 cm distribuidos en 20 especies diferentes (*Acnistus* sp., *Calliandra pittieri*, *Cariniana pyriformis*, *Caryodendron orinocense*, *Cavendishia nuda*, *Clusia alata*, *Cordia alliodora*, *Guazuma ulmifolia*, *Hymenaea courbaril*, *Inga edulis*, *Lafloensia speciosa*, *Leucaena leucocephala*, *Myrsine* sp., *Ochroma pyramidale*, *Persea caerulea*, *Pithecellobium dulce*, *Retrophyllum rospigliosii*, *Sena spectabilis*, *Zanthoxylum rhoifolium* y *Zygia longifolia*). La cobertura con plantación forestal de *Pinus patula* (PIN) presentó una extensión de 3.21 ha con un área basal de 15.75 m²/ha y aproximadamente 1538 árboles con DAP>0.1 m por ha. Por su parte, la de *Eucalyptus globulus* (EUC) posee una extensión de 25 ha con un área basal de 16.33 m²/ha y alrededor de 1485 árboles con DAP>0.1 m por ha; estas coberturas presentan dominancia de la especie plantada con una fuerte asociación al pasto *Megathyrsus maximus*.

Muestreo de suelos. En cada cobertura vegetal se establecieron tres parcelas de muestreo de 10 m² con condiciones del suelo y del terreno lo más similares posible para permitir comparaciones válidas entre ellas. En cada parcela se tomaron cinco submuestras de 300 g para formar la correspondiente muestra compuesta. Las muestras se tomaron en el horizonte A en dos profundidades: 0-10 y 10-20 cm (¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.).

Análisis de laboratorio

Evaluación de propiedades físicas de los suelos. La densidad aparente (DA) Mg/m³ se determinó por el método del cilindro biselado (Al-Shammery *et al.*, 2018). La textura del suelo se determinó mediante

el método del hidrómetro (Blake y Steinhardt, 2016). La máxima capacidad de retención de agua (MCRA) se estimó a partir de la diferencia de peso entre el suelo saturado y seco al horno, con base en Piper (1996). El estado de agregación (EA) y el índice de estabilidad estructural (IE) se determinaron a partir del tamizaje en seco de muestras de suelos colectadas sin disturbar, durante 30 minutos, para diferentes tamaños (mm) de agregados (>6.3, 4, 2, 1, 0.5, <0.5) (Yoder, 1936).

Evaluación de propiedades químicas de los suelos. El carbono orgánico (%) se determinó mediante el método de Walkley y Black (1934); una vez obtenido el valor de carbono orgánico se estimó el COS, el cual corresponde al carbono almacenado en el suelo al involucrar la densidad y profundidad. Utilizando la Ecuación 1.

$$\text{COS} = C_{\text{org}} \times D_{\text{ap}} \times E_{\text{h}} \quad (\text{Ec. 1})$$

Donde:

COS: carbono orgánico almacenado en el suelo (ton C/ha)

C_{org} : gramos de carbono orgánico en 100 g de suelo

D_{ap} : densidad aparente del suelo (Mg/m^3)

E_{h} : espesor del horizonte de suelo (cm)

La extracción de las sustancias húmicas se hizo con base en el método de Nagoya, citado por Kumada (1988). Se pesaron 15 g de suelo y se le adicionaron 100 mL de solución de hidróxido de sodio (NaOH) al 4 %, agitándolo por dos horas; luego se realizó la acidificación del extracto con H_2SO_4 y su posterior centrifugación para obtener un sobrenadante (ácidos fúlvicos) y un precipitado (ácidos húmicos); en cada una de las dos fracciones separadas se determinó el contenido de carbono (%), por el método de Walkley y Black (1934), con lo que se obtuvo el contenido de carbono de los ácidos húmicos (CAH) y de los ácidos fúlvicos (CAF).

El pH se determinó por medio de un potenciómetro en una suspensión suelo-agua 1:1. Para ello, la suspensión se agitó intermitentemente durante una hora y se tomó la lectura. La capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICE) se determinó

como la sumatoria de bases intercambiables (Ca, Mg, K) extraídas con acetato de amonio 1N y neutro, más el contenido de Al intercambiable, extraído con KCl 1N (Montoya et al., 2013).

Análisis estadístico. Los resultados se analizaron mediante análisis de varianzas multifactoriales. Se realizó la prueba de comparación de medias de Tukey con un nivel de significancia del 0.05% para estimar diferencias significativas de las propiedades fisicoquímicas de los suelos entre las coberturas vegetales; además, se evaluó la normalidad de las variables estudiadas con la prueba de Shapiro Wilk y según su distribución se aplicó el índice de correlación de Pearson (distribución paramétrica) y Spearman (distribución no paramétrica), para estimar la correlación entre el COS y las variables fisicoquímicas. Los datos obtenidos fueron procesados en el paquete estadístico R 4.0.0.

Resultados

Carbono orgánico del suelo. Los mayores contenidos de COS se presentaron en EUC (0 -10 cm = 50.74 ton C ha^{-1} y 10 - 20 cm = 49.85 ton C ha^{-1} $p < 0.05$), seguido de PAS, PIN y VS (Figura 2).

Propiedades fisicoquímicas. Los valores promedios de las propiedades fisicoquímicas de los suelos estudiados se presentan en la Tabla 1. No se encontraron diferencias significativas en los valores obtenidos de DA (Mg/m^3) entre las diferentes coberturas evaluadas ($p < 0.05$). La MCRA (%) en las dos profundidades evaluadas mostró diferencias significativas en la mayoría de las coberturas vegetales, con valores significativamente superiores en los suelos de EUC seguido de los de PAS, VS y PIN (0-10 cm= 69.71 y 10-20 cm= 68.92 $p < 0.05$) (Tabla 1). Los valores del EA (%) de los suelos bajo VS (0-10 cm= 96.17 y 10-20 cm= 96.09) y PAS (0-10 cm= 95.25 y 10-20 cm = 95.22) fueron significativamente superiores ($p < 0.05$), comparados con los obtenidos en las coberturas de PIN y EUC (Tabla 1). El IE (%) fue significativamente superior en los suelos de EUC (0-10 cm= 96.63 y 10-20 cm= 96.40 $p < 0.05$) seguido de PIN, PAS y VS (Tabla 1). El contenido de arena (%) fue significativamente superior en la cobertura de EUC (52.07 en ambas profundidades $p < 0.05$), seguida de PIN, mientras que los menores

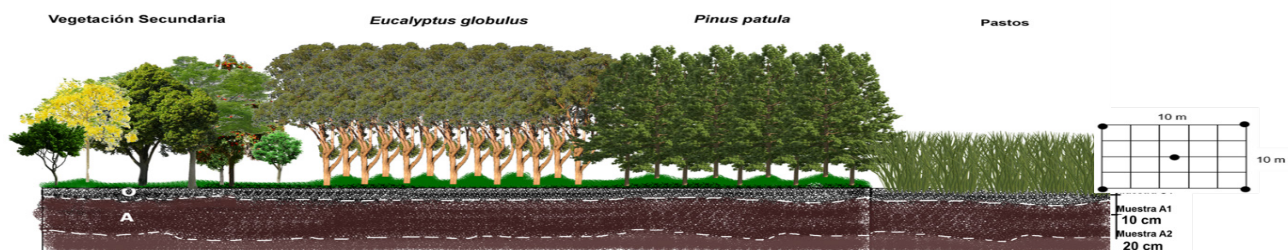


Figura 1. Representación esquemática de las coberturas vegetales con su lugar y diseño de muestreo en el suelo.

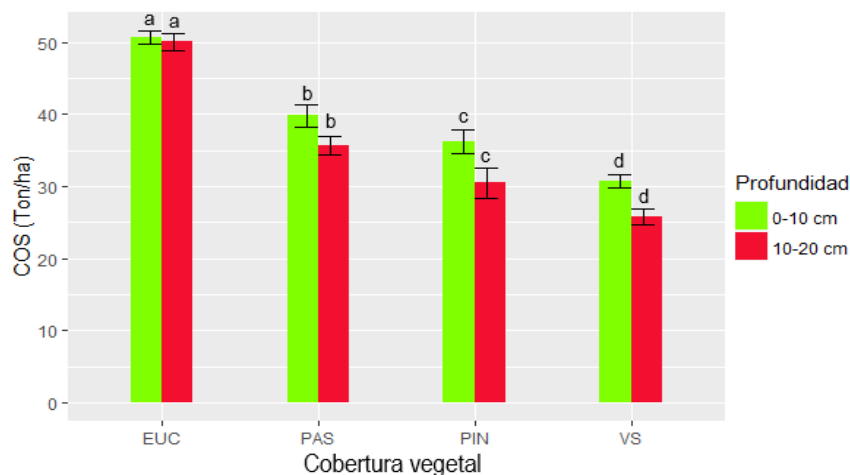


Figura 2. Contenido de COS en los suelos de las coberturas vegetales evaluadas: *Eucalyptus globulus* (EUC), pasturas (PAS), *Pinus patula* (PIN) y vegetación secundaria (VS), a diferentes profundidades del suelo. Diferentes letras indican diferencias estadísticamente significativas entre coberturas según la prueba de Tukey ($p = 0.05$). Las barras verticales representan \pm error estándar.

valores se presentaron en las coberturas de PAS y VS (sin diferencias significativas entre ellas) (Tabla 1). El contenido de limo (%) varió entre todas las coberturas vegetales evaluadas y fue significativamente superior en VS, seguida de PAS, PIN y EUC (Tabla 1). Por otra parte, el contenido de arcilla (%) no presentó diferencias significativas en la mayoría de los suelos de las coberturas evaluadas, excepto en VS, donde se obtuvieron los menores valores (0-10 cm = 26.58 y 10-20 cm = 26.34 $p < 0.05$).

El pH fue ácido en los suelos de las diferentes coberturas estudiadas y fue más alto en los suelos de PIN y PAS, los cuales no fueron significativamente diferentes entre sí, estos estuvieron seguidos de VS, y los menores valores de pH se encontraron en los suelos con plantación de EUC. La CICE (cmol (+) kg^{-1} suelo) fue menor en los suelos con cobertura de EUC, mientras que los valores obtenidos en PIN y PAS no tuvieron diferencias significativas. La mayor CICE se presentó en VS (0-10 cm = 9.01) y (10-20 cm = 8.98). Los mayores porcentajes de CAH se obtuvieron en los suelos de EUC (0-10 cm = 0.55) y (10-20 cm = 0.51), seguido de la cobertura de PAS y PIN, y los valores más bajos de porcentaje de CAH se obtuvieron en VS (0-10 cm = 0.29) y (10-20 cm = 0.19). Los mayores porcentajes de CAF se obtuvieron en los suelos de EUC (0-10 cm = 0.58) y (10-20 cm = 0.64), seguido de la cobertura de PAS y PIN, y los valores más bajos se obtuvieron en VS (0-10 cm = 0.29) y (10-20 cm = 0.27) (Tabla 1).

Análisis de correlación entre el COS y las variables fisicoquímicas evaluadas. La mayoría de las variables fisicoquímicas del suelo evaluadas presentaron una distribución normal, con excepción del estado de agregación (EA) y el contenido de limo (valor $p = 0.01$) (Tabla 2).

Con base en los resultados obtenidos de la prueba de normalidad (Tabla 2), se calculó el índice de correlación (r) de Pearson entre el COS con DA, MCRA, IE, arena, arcilla, pH, CICE, MO, CAH y CAF. Entre el COS con EA y limo, se estimó el índice de correlación (r) de Spearman. Estos análisis muestran que no existió correlación estadísticamente significativa entre el COS y la DA, pero sí hubo una fuerte correlación positiva, y significativa entre el COS y la MCRA, el IE, el CAH y los contenidos de arena y arcilla (Tabla 2). También se presentaron correlaciones significativas, pero negativas, entre el COS, el contenido de limo, el EA y el pH. Entre el COS, el CAF y la CICE se presentó correlación significativa y positiva, con bajos coeficientes de correlación (Tabla 3).

Discusión

COS en diferentes coberturas vegetales y su relación con las variables fisicoquímicas del suelo.

La incorporación de C al suelo está determinada en gran medida por el uso de suelo, es por esto que los sistemas forestales tienden a tener mayores aportes de C en el suelo debido a que aportan un material vegetal que suele ser más recalcitrante comparado con coberturas vegetales en regeneración natural (Guo y Gifford, 2002). Aunque los pastizales también tienden a aportar grandes insumos de restos vegetales, estos son menos recalcitrantes que los restos vegetales forestales, mientras que para coberturas que están en proceso de regeneración, como la vegetación secundaria, se reportan contenidos de COS más bajos que para otras coberturas relacionadas con bajos aportes de hojarasca con contenidos de C lábil (Yuan *et al.*, 2018). Estas diferencias en el secuestro

Tabla 1. Propiedades fisicoquímicas determinadas en los suelos bajo diferentes coberturas vegetales (valores promedios de 3 determinaciones)

Propiedades del suelo*	Profundidad (cm)	Coberturas vegetales**				
		VS	EUC	PIN		PAS
DA (Mg/m ³)	0-10		1.01 ^a ± 0.1	0.99 ^a ± 0.12	1.04 ^a ± 0.13	1.02 ^a ± 0.15
	10-20		1.01 ^a ± 0.1	1.01 ^a ± 0.11	1.06 ^a ± 0.15	1.02 ^a ± 0.13
MCRA (%)	0-10		69.71 ^c ± 0.02	74.89 ^a ± 0.11	69.60 ^c ± 0.52	73.96 ^b ± 0.06
	10-20		68.92 ^c ± 0.09	73.93 ^a ± 0.06	68.32 ^c ± 0.34	72.70 ^b ± 0.08
EA (%)	0-10		96.17 ^a ± 0.09	93.27 ^d ± 0.15	94.03 ^c ± 0.13	95.25 ^b ± 0.08
	10-20		96.09 ^a ± 0.06	93.25 ^d ± 0.05	94.04 ^c ± 0.13	95.22 ^b ± 0.10
Físicas IE (%)	0-10		87.73 ^d ± 0.14	93.63 ^a ± 0.11	91.37 ^b ± 0.13	89.63 ^c ± 0.09
	10-20		87.70 ^d ± 0.09	93.40 ^a ± 0.08	91.38 ^b ± 0.11	89.52 ^c ± 0.07
Arena (%)	0-10		42.41 ^c ± 0.10	52.07 ^a ± 0.06	46.28 ^b ± 0.18	42.18 ^c ± 0.07
	10-20		42.06 ^c ± 0.13	52.07 ^a ± 0.07	46.12 ^b ± 0.12	42.22 ^c ± 0.11
Limo (%)	0-10		32 ^a ± 0.01	18.41 ^d ± 0.33	24.09 ^c ± 0.11	28.04 ^b ± 0.07
	10-20		32.11 ^a ± 0.10	18.22 ^d ± 0.16	24.08 ^c ± 0.12	27.99 ^b ± 0.04
Arcilla (%)	0-10		26.58 ^b ± 0.29	30.62 ^a ± 0.50	29.99 ^a ± 0.03	29.59 ^a ± 0.30
	10-20		26.34 ^b ± 0.19	30.70 ^a ± 0.20	30 ^a ± 0.06	29.61 ^a ± 0.35
pH	0-10		5.74 ^b ± 0.21	5.14 ^c ± 0.05	5.98 ^a ± 0.11	6.04 ^a ± 0.06
	10-20		5.64 ^b ± 0.16	5.05 ^c ± 0.11	5.93 ^a ± 0.10	5.94 ^a ± 0.04
CICE	0-10		6.99 ^b ± 0.71	5.90 ^c ± 0.32	9.01 ^a ± 0.87	7.16 ^b ± 0.10
Químicas (cmol(+) kg ⁻¹ suelo)	10-20		6.88 ^b ± 0.19	5.81 ^c ± 0.62	8.98 ^a ± 1.02	7.06 ^b ± 0.32
CAH (%)	0-10		0.28 ^c ± 0.01	0.55 ^a ± 0.003	0.49 ^b ± 0.01	0.49 ^b ± 0.01
	10-20		0.19 ^c ± 0.01	0.51 ^a ± 0	0.45 ^b ± 0	0.48 ^b ± 0
CAF (%)	0-10		0.29 ^c ± 0.01	0.58 ^a ± 0.01	0.49 ^b ± 0.01	0.50 ^b ± 0.01
	10-20		0.27 ^c ± 0.04	0.64 ^a ± 0.01	0.51 ^b ± 0.01	0.49 ^b ± 0.01

* DA: densidad aparente, MCRA: máxima capacidad de retención de agua, EA: estado de agregación, IE: índice de estabilidad estructural, COS: carbono orgánico del suelo, CAH: carbono de los ácidos húmicos, CAF: carbono de los ácidos fúlvicos, CICE: capacidad de intercambio catiónico efectiva. ** VS: vegetación secundaria, EUC: *Eucalyptus globulus*, PIN: *Pinus patula*, PAS: pasturas. Para cada variable y nivel de profundidad en el suelo, letras diferentes entre filas representan diferencias significativas ($p < 0.05$) con la prueba de Tukey.

de COS debido a las coberturas vegetales inciden en las propiedades fisicoquímicas de los suelos, principalmente por las características de la MOS (Tsozué *et al.*, 2019).

Algunos autores, como Gao *et al.* (2019), señalan que la función del COS sobre la retención de agua ocurre principalmente a través del efecto de la MOS sobre la agregación del suelo; no obstante, estos autores reconocen que la textura tiene una función preponderante sobre la retención de agua debido a la influencia del tamaño de las partículas del suelo sobre la absorción de agua, aunque es difícil interpretar el efecto independiente de dichas propiedades del suelo porque estas interactúan entre sí (Neris *et al.*, 2012). Las anteriores afirmaciones soportan los resultados obtenidos en esta investigación, pues en los suelos de las coberturas con mayores contenidos de COS se presentó mayor retención de agua (EUC y PAS respectivamente), es decir, las coberturas con mayores contenidos de COS presentaron un mejor

desarrollo estructural, lo que les proporciona alta capacidad de retención de agua. Así mismo, los menores contenidos de COS en las coberturas de VS y PIN podrían alterar la composición química y la biomasa de los microorganismos de los suelos (Herrick y Wander, 2018), todo lo cual se traduce en la degradación física de los suelos ocasionada por la pérdida de la MO, lo que se puede corroborar con los resultados de esta investigación y la disminución de la MCR-A. También se sabe que la MOS, por sus características amorfas, tiene por sí misma una alta capacidad de almacenamiento de agua de acuerdo con lo descrito por Soil Survey Laboratory (1995): 1 g de COS puede retener hasta 3.5 g de agua a capacidad de campo. Sin embargo, se estima que son más importantes las características y composición de la MOS que la cantidad de esta sobre la hidrofobicidad del suelo, lo cual está relacionado con la retención y almacenamiento de agua (Jaramillo, 2011). El C polisacárido de la MOS puede ser un agente aún

Tabla 2. Prueba de normalidad de Shapiro-Wilk para las variables fisicoquímicas evaluadas

Estadístico*	Variables**											
	DA	MCRA	EA	IE	Arena	Limo	Arcilla	pH	CICE	COS	CAH	CAF
C	0.95	0.94	0.83	0.94	0.96	0.87	0.96	0.94	0.97	0.93	0.98	0.94
P	0.28	0.81	0.01*	0.96	0.54	0.01*	0.39	0.18	0.72	0.09	0.09	0.19

* Estadístico de prueba de Shapiro Wilk (W), nivel de significancia estadístico valor $p = 0,05$ (P).

** DA: densidad aparente, MCRA: máxima capacidad de retención de agua, EA: estado de agregación, IE: índice de estabilidad estructural, CICE: capacidad de intercambio catiónico efectiva, COS: carbono orgánico del suelo, CAH: carbono de los ácidos húmicos, CAF: carbono de los ácidos fúlvicos.

Tabla 3. Análisis de correlación entre el COS y las variables fisicoquímicas del suelo

Estadístico*	DA	MCRA	EA*	IE	Arena	Limo*	Arcilla	pH	CICE	CAH	CAF
r	-0.26	0.85	-0.70	0.77	0.74	-0.71	0.73	-0.58	-0.47	0.77	0.52
p	0.22	1.48 e-07	1.92 e-04	9.46 e-06	3.75 e-05	9.02 e-05	5.92 e-05	3.15 e-03	0.02	9.50 e-06	0.01

r: coeficiente de correlación entre el COS y las variables fisicoquímicas. p: nivel de significancia estadístico al 95 % de probabilidad.

** DA: densidad aparente, MCRA: máxima capacidad de retención de agua, EA: estado de agregación, IE: índice de estabilidad estructural, CICE: capacidad de intercambio catiónico efectiva, COS: carbono orgánico del suelo, CAH: carbono de los ácidos húmicos, CAF: carbono de los ácidos fúlvicos.

más importante en el proceso de agregación que el C microbiano y las hifas fúngicas; algunas sustancias orgánicas hidrofóbicas, incluido el ácido esteárico, también pueden mejorar la estabilidad, lo que le confiere a la MOS capacidad de almacenamiento de agua (Lal, 2020).

En este estudio encontramos que el índice de estabilidad estructural (IE) estuvo fuertemente y positivamente correlacionado con el COS (0.77); en las coberturas de EUC. Además, en PIN se obtuvo un IE alto, mientras que VS y PAS tuvieron un IE medio, esto significa que el suelo tiene una buena resistencia a la ruptura frente a la acción hídrica o a la manipulación mecánica (Jensen *et al.*, 2019), lo cual se debe principalmente a la acción enlazante los ácidos húmicos, los cuales mejoran la estabilidad de los agregados del suelo (Dos Santos *et al.*, 2019). Las sustancias húmicas de la MOS son los componentes principales de los complejos órgano-minerales en el horizonte superficial de los suelos, lo que se traduce en estabilidad de sus agregados (Dos Santos *et al.*, 2019). Sin embargo, no siempre la diferencia en la estabilidad de los agregados es directamente proporcional a los cambios en los contenidos de la MOS, pues esta relación puede variar con los métodos usados para medir la estabilidad y por la biomasa de los microorganismos del suelo (Haynes y Francis, 1993).

El estado de agregación (EA) en la mayoría de las coberturas fue alto, excepto para los suelos con cobertura de EUC, donde EA fue intermedio. Esta propiedad presentó una correlación significativa, y negativa con el COS (-0.70), el cual tiene un efecto importante en el EA del suelo (Liu *et al.*, 2021) debido a que existe una relación entre el tamaño de los agregados y los contenidos de MOS; por su parte los agregados de menor tamaño están más asociados a la fracción humificada de la MOS (Buyanovsky *et al.*, 1994). Esto puede explicar por qué la cobertura de EUC, la cual presentó valores de

CAH significativamente superiores con respecto a las otras coberturas evaluadas, tuvo menor tamaño de los agregados del suelo.

Los valores de pH obtenidos en los suelos estudiados se encontraron entre 5.05 y 6.04, que son considerados como ácidos (Sanderson *et al.*, 2012). Estos valores de pH presentaron una correlación significativa y negativa con el COS, debido a que la MOS tiene grupos carboxílicos y fenólicos que se comportan como ácidos débiles y tienden a disminuir el pH del suelo (Tulp *et al.*, 2009). Por su parte, la CICE presentó correlación significativa y negativa con el COS, debido parcialmente a la correlación positiva entre el COS y el contenido de partículas finas en el suelo como la arcilla y la estabilidad de los agregados, los cuales influyen en la CICE del suelo; así mismo, la naturaleza coloidal de la MOS genera una extensa superficie de intercambio, por lo que la CICE aumenta con el aumento en el COS (Krull *et al.*, 2004).

Conclusiones

Las diferentes coberturas vegetales afectaron significativamente el secuestro de COS, lo cual incide en la agregación del suelo y consecuentemente interviene en la distribución del espacio poroso del suelo, lo que afecta propiedades físicas, como la capacidad de retención de agua en el suelo.

El COS formado por compuestos de diversa naturaleza química y estado de descomposición interviene en las propiedades químicas del suelo, aumenta la CICE y la capacidad tampón sobre la reacción del suelo (pH).

El COS, a través de los efectos en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo es determinante de su productividad.

Agradecimientos

Al personal del Laboratorio de Biogeoquímica de la Universidad Nacional de Colombia - Sede Medellín, por su colaboración para la realización de los análisis de las muestras de suelos y al personal del Laboratorio de del Grupo Interdisciplinario de Estudios Moleculares (GIEM) de la Universidad de Antioquia por prestar su servicio en el análisis de las muestras de materia orgánica de los suelos estudiados.

Referencias

- Aide, T. M., Zimmerman, J. K., Pascarella, J. B., Rivera, L. y Marcano-Vega, H. (2000). Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. *Restoration Ecology*, 8(4), 328-338. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2000.80048.x>
- Al-Shammari, A. A. G., Kouzani, A. Z., Kaynak, A., Khoo, S. Y., Norton, M. y Gates, W. (2018). Soil bulk density estimation methods: A review. *Pedosphere*, 28(4), 581-596. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(18\)60034-7](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(18)60034-7)
- Beillouin, D., Cardinael, R., Berre, D., Boyer, A., Corbeels, M., Fallot, A. y Demenois, J. (2022). A global overview of studies about land management, land-use change, and climate change effects on soil organic carbon. *Global change biology*, 28(4), 1690-1702. <https://doi.org/10.1111/gcb.15998>
- Blake, G. R. y Steinhardt, G. C. (2016). Distribución del tamaño de partículas. En: *Enciclopedia de la ciencia del suelo* (pp. 505-510). Springer: Dordrecht, Países Bajos. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-3995-9_407
- Buyanovsky, G. A., Aslam, M. y Wagner, G. H. (1994). Carbon turnover in soil physical fractions. *Soil Science Society of America Journal*, 58(4), 1167-1173. <https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800040023x>
- Dos Santos, U. J., Duda, G. P., Marques, M. C., Valente de Medeiros, E., de Sousa Lima, J. R., Soares de Souza, E. y Hammecker, C. (2019). Soil organic carbon fractions and humic substances are affected by land uses of Caatinga forest in Brazil. *Arid Land Research and Management*, 33(3), 255-273. <https://doi.org/10.1080/15324982.2018.1555871>
- Gao, L., Wang, B., Li, S., Wu, H., Wu, X., Liang, G. y Degré, A. (2019). Soil wet aggregate distribution and pore size distribution under different tillage systems after 16 years in the Loess Plateau of China. *Catena*, 173, 38-47. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.09.043>
- Guo, L. B. y Gifford, R. M. (2002). Soil carbon stocks and land use change: A meta-analysis. *Global change biology*, 8(4), 345-360. <https://doi.org/10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x>
- Haynes, R. J. y Francis, G. S. (1993). Changes in microbial biomass C, soil carbohydrate composition and aggregate stability induced by growth of selected crop and forage species under field conditions. *Journal of Soil Science*, 44(4), 665-675. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1993.tb02331.x>
- Herrick, J. E., y Wander, M. M. (2018). Relationships between soil organic carbon and soil quality in cropped and rangeland soils: the importance of distribution, composition, and soil biological activity. En: *Soil processes and the carbon cycle* (pp. 405-425). Nueva York: CRC Press. [Google Scholar](https://doi.org/10.1002/9781118111111.ch20)
- Hutchinson, J. J., Campbell, C. A. y Desjardins, R. L. (2007). Some perspectives on carbon sequestration in agriculture. *Agricultural and Forest Meteorology*, 142(2-4), 288-302. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2006.03.030>
- Jaramillo Jaramillo, D. F. (2011). Caracterización de la materia orgánica del horizonte superficial de un andisol hidromórfico del oriente Antioqueño (Colombia). *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 35(134), 23-33. [Google scholar](https://doi.org/10.1016/j.acn.2011.04.001)
- Jensen, J. L., Schjøning, P., Watts, C. W., Christensen, B. T., Peltre, C. y Munkholm, L. J. (2019). Relating soil C and organic matter fractions to soil structural stability. *Geoderma*, 337, 834-843. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.10.034>
- Krull, E. S., Skjemstad, J. O. y Baldock, J. A. (2004). *Functions of soil organic matter and the effect on soil properties*. Canberra: Cooperative Research Centre for Greenhouse Accounting. [Google Scholar](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.10.034)
- Kumada, K. (1988). *Química de la materia orgánica del suelo*. Elsevier: Tokyo. [Google Scholar](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.10.034)
- Lal, R. (1977). Analysis of factors affecting rainfall erosivity and soil erodibility. En: *Soil Conservation and Management in the Humid Tropics; Proceedings of the International Conference*, 49-56. [Google Scholar](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.10.034)
- Lal, R. (2020). Soil organic matter and water retention. *Agronomy Journal*, 112(5), 3265-3277. <https://doi.org/10.1016/j.agj.2020.02.028>
- Lange, M., Eisenhauer, N., Sierra, C. A., Bessler, H., Engels, C., Griffiths, R. I. y Gleixner, G. (2015). Plant diversity increases soil microbial activity and soil carbon storage. *Nature Communications*, 6(1), 1-8. <https://doi.org/10.1038/ncomms7707>
- Liu, X., Wu, X., Liang, G., Zheng, F., Zhang, M. y Li, S. (2021). A global meta-analysis of the impacts of no-tillage on soil aggregation and aggregate-associated organic carbon. *Land Degradation & Development*, 32(18), 5292-5305. <https://doi.org/10.1002/ldr.4109>
- Martínez, E., Fuentes, J. P. y Acevedo, E. (2008). Carbono orgánico y propiedades del suelo. *Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal*, 8(1), 68-96. <https://doi.org/10.4067/S0718-27912008000100006>
- Montoya Salazar, J. C., Menjivar Flores, J. C. y Bravo Realpe, I. D. S. (2013). Fraccionamiento y cuantificación de la materia orgánica en andisoles bajo diferentes sistemas de producción. *Acta Agronómica*, 62(4), 333-343. https://scholar.google.com/olar?cluster=11387244977458802131&hl=es&as_sdt=0,5
- Moreno, F., Urrego, L., Lopera, G., y Castaño, G. (1997). Plan de manejo de la biota Ecoparque Cerro El Volador. *Convenio Universidad Nacional - Municipio de Medellín, Posgrado en Bosques y Conservación Ambiental de la Universidad Nacional, sede Medellín*.
- Neris, J., Jiménez, C., Fuentes, J., Morillas, G. y Tejedor, M. (2012). Vegetation and land-use effects on soil properties and water infiltration of Andisols in Tenerife (Canary Islands, Spain). *Catena*, 98, 55-62. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.06.006>
- Piper, C. S. (1966). *Soil and Plant Analysis*. Hans Publishers: Bombay.
- Rawls, W. J., Gish, T. J. y Brakensiek, D. L. (1991). Estimating soil water retention from soil physical properties and characteristics. En: *Advances in Soil Science* (pp. 213-234). Springer: Nueva York. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-3144-8_5
- Roa-Fuentes, L. L., Martínez-Garza, C., Etchevers, J. y Campo, J. (2015). Recovery of soil C and N in a tropical pasture: Passive

- and active restoration. *Land Degradation y Development*, 26(3), 201-210. <https://doi.org/10.1002/ldr.2197>
- Rumpel, C., Amiraslani, F., Chenu, C., García Cárdenas, M., Kaonga, M., Koutika, L. S., ... y Wollenberg, E. (2020). The 4p1000 initiative: Opportunities, limitations and challenges for implementing soil organic carbon sequestration as a sustainable development strategy. *Ambio*, 49(1), 350-360. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01165-2>
- Sanderson, P., Naidu, R., Bolan, N., Bowman, M., y Mclure, S. (2012). Effect of soil type on distribution and bioaccessibility of metal contaminants in shooting range soils. *Science of the Total Environment*, 438, 452-462. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.08.014>
- Tfaily, M. M., Chu, R. K., Toyoda, J., Tolić, N., Robinson, E. W., Paša-Tolić, L. y Hess, N. J. (2017). Sequential extraction protocol for organic matter from soils and sediments using high resolution mass spectrometry. *Analytica Chimica Acta*, 972, 54-61. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2017.03.031>
- Tsozué, D., Nghonda, J. P., Tematio, P. y Basga, S. D. (2019). Changes in soil properties and soil organic carbon stocks along an elevation gradient at Mount Bambouto, Central Africa. *Catena*, 175, 251-262. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.12.028>
- Tulp, H. C., Fenner, K., Schwarzenbach, R. P. y Goss, K. U. (2009). pH-dependent sorption of acidic organic chemicals to soil organic matter. *Environmental Science & Technology*, 43(24), 9189-9195. <https://doi.org/10.1021/es902272j>
- Vicente, L. C., Gama-Rodrigues, E. F. y Gama-Rodrigues, A. C. (2016). Soil carbon stocks of Ultisols under different land use in the Atlantic rainforest zone of Brazil. *Geoderma Regional*, 7(3), 330-337. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2016.06.003>
- Walkley, A., y Black, I. A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37(1), 29-38. [Google Scholar](https://scholar.google.com/citations?user=...)
- Yoder, R. E. (1936). A direct method of aggregate analysis of soils and a study of the physical nature of erosion losses 1. *Agronomy Journal*, 28(5), 337-351. <https://doi.org/10.2134/agronj1936.00021962002800050001x>
- Yuan, Y., Zhao, Z., Li, X., Wang, Y. y Bai, Z. (2018). Characteristics of labile organic carbon fractions in reclaimed mine soils: Evidence from three reclaimed forests in the Pingshuo opencast coal mine, China. *Science of the Total Environment*, 613, 1196-1206. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.170>