



Revista Ciencia Unemi

ISSN: 2528-7737

ciencia_unemi@unemi.edu.ec

Universidad Estatal de Milagro

Ecuador

Barrezueta-Unda, Salomón; Velepucha-Cuenca, Kelvin; Solano3, Mayra; Hurtado-Flores, Luis
Secuestro de carbono orgánico del suelo en pastizales de la provincia El Oro, Ecuador

Revista Ciencia Unemi, vol. 13, núm. 32, 2020, -, pp. 14-26

Universidad Estatal de Milagro
Ecuador

Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=582661898002>

- ▶ Cómo citar el artículo
- ▶ Número completo
- ▶ Más información del artículo
- ▶ Página de la revista en [redalyc.org](https://www.redalyc.org)

UAEM
redalyc.org

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

Secuestro de carbono orgánico del suelo en pastizales de la provincia El Oro, Ecuador

Salomón, Barrezueta-Unda^{1*}; Kelvin, Velepucha-Cuenca²; Mayra, Solano³;
Luis, Hurtado-Flores⁴

Resumen

El suelo es el recurso natural más vulnerable frente al cambio climático, debido a que constituye la mayor reserva de carbono y su potencial productivo se encuentra amenazado por la intensificación de la explotación agrícola y ganadera. La capacidad de almacenar carbono orgánico del suelo (COS) por los pastizales debe ser estudiada, ya que ocupan la mayor superficie en el planeta. El objetivo de la investigación fue caracterizar dos suelos cultivados con pasto *Bachearia* sp. mediante la descripción de algunas propiedades generales del suelo y la producción de biomasa neta (PNB) a nivel radicular; además, se analizó el almacenamiento de COS a diferentes profundidades en pastizales de la provincia de El Oro (Ecuador). Se establecieron parcelas de 3.0 ha en las localidades Santa Inés (SI) y Comuna Cune (CN), donde se tomaron muestras de suelo y de biomasa radicular del pasto. La profundidad del muestreo fue de 0-0.10 m (C1), 0.10-0.20 m (C2) y 0.20-0.30 m (C3). Las diferencias se mostraron en el pH del suelo (alcalinidad para SI; acidez para CN), y en los porcentajes de arcilla (<157.11 g kg⁻¹ en CN). Se determinó mayor número de unidades formadoras de colonias en bacterias y de PNB en CN, así como la mayor acumulación de COS (C3= 35.01 Mg ha⁻¹; C2=33.44 Mg ha⁻¹), mientras en SI el mayor valor fue de 18.43 Mg ha⁻¹ en C1. En general, los resultados sugieren que se necesita un adecuado conocimiento de la geología para limitar mejor la evolución del COS almacenado.

Palabras claves: *Brachiaria*, propiedades del suelo, producción neta de biomasa, unidades formadoras de colonias.

Sequestration of soil organic carbon in grasslands in the province of El Oro, Ecuador

Abstract

The soil is the natural resource most vulnerable to climate change, because it represents the largest carbon pool and its productive potential is at risk from the intensification of agricultural and livestock. The capacity to store soil organic carbon (SOC) by grasslands should be studied, as they occupy the largest area on the planet. The objective of this research was to characterize two soils cultivated with pasture of *Brachearia* sp. (signalgrass) describing some general properties of the soil and the net biomass production (NBP) at root level; in addition, the storage of SOC at different depths in grasslands in the province of El Oro (Ecuador) was analyzed. Plots of 3.0 ha were established in Santa Inés (SI) and Cune (CN), where soil and root biomass samples were taken. The sample depth was 0-0.10 m (C1), 0.10-0.20 m (C2) and 0.20-0.30 m (C3). Differences were shown in soil pH (alkalinity for SI; acidity for CN), and clay percentages (<157.11 g kg⁻¹ in CN). A higher number of colony-forming units was determined in bacteria and NBP in CN, as well as the greater accumulation of SOC (C3=35.01 Mg ha⁻¹; C2=33.44 Mg ha⁻¹), while in SI the higher value was 18.43 Mg ha⁻¹ in C1. In general, the results suggest that an adequate knowledge of geology is needed to better limit the evolution of the stored SOC.

Key words: *Brachiaria*, soil properties, net production of biomass, colony forming units.

Recibido: 4 de junio de 2019

Aceptado: 20 de octubre de 2019

¹ Doctor en investigación Agraria y Forestal. Profesor titular; Profesor titular de la Universidad Técnica de Machala. sabarrezueta@utmachala.edu.ec.

² Ingeniero Agrónomo. Universidad Técnica de Machala. kavelepucha_est@utmachala.edu.ec

³ Ingeniero Agrónomo. Universidad Técnica de Machala. masolano_est@utmachala.edu.ec

⁴ Master en Microbiología. Profesor titular en la Universidad Técnica de Machala. lhurtado@utmachala.edu.ec

* Autor de correspondencia: sabarrezueta@utmachala.edu.ec

I. INTRODUCCIÓN

La expansión de los sistemas agrarios desempeña un papel importante en el almacenamiento de carbono en los suelos (Lorenz & Lal, 2014; Zhang *et al.*, 2018). Uno de los sistemas agrarios de mayor crecimiento en los países de clima tropical y subtropical, son los pastizales (Don *et al.*, 2011; Rattan Lal, 2015; Lorenz & Lal, 2014), lo cual condujo a que grandes extensiones de bosques fueran deforestadas para dar paso a este sistema agrario, provocando reducción del carbono almacenado en los suelos (Gaba *et al.*, 2015); por tanto, se produjo un efecto directo en el cambio climático global, al aumentar los niveles de dióxido de carbono (CO₂) emitidos hacia la atmósfera (Brahma *et al.*, 2018; Rattan Lal *et al.*, 2015).

Para algunos investigadores (Ramachandran-Nair *et al.*, 2009; Tonucci *et al.*, 2017; Eze *et al.*, 2018; Meyer *et al.*, 2018), los pastizales presentan una gran capacidad de secuestrar carbono orgánico en los suelos, principalmente por tres factores: la producción bruta de biomasa radicular (Meyer *et al.*, 2018), por la excreta de los animales y el manejo del suelo (Rattan Lal, 1998; Tilman *et al.*, 2002). Es por ello, que los niveles de secuestro de carbono orgánico del suelo (COS) pueden evaluarse a partir de la biomasa vegetal, la actividad microbiana o recuento de microorganismos edáficos, o por las propiedades físicas y químicas del suelo (Vallejo-Quintero, 2013; Han *et al.*, 2016).

Por otra parte, la producción de pastos es el uso del suelo más extendido en el planeta y el medio de subsistencia de 1 millón de familias, siendo un eslabón importante en la cadena alimentaria de las personas (Lefèvre, Rekik, Alcantara, & Wiese, 2017; Lorenz & Lal, 2018). En Ecuador, los pastizales son el principal uso del suelo agrícola, la estimación del Instituto Nacional de Estadísticas y Censo (INEC) del área cultivada con pastos permanentes y transitorios fue de 4 840 926.62 ha en el 2010 (INEC, 2017), mientras el área dedicada a la producción de banano, cacao y café fue de 2 551 513.00 ha (Monteros Guerrero, Sumba Lusero, & Salvador Sarauz, 2014).

Estudios realizados en Ecuador indican que la sustitución del bosque nativo por pastizales en las zonas tropicales (región Costa y Amazonía), subtropicales

(pie de monte andino) y de clima templado-frío (páramo andino), ha tenido efectos negativos como: la compactación, acidificación y baja población de microorganismos en el suelo, acompañado de la disminución del contenido de materia orgánica; lo que ha conducido a la perdida de niveles de COS principalmente en los primeros 30 cm (Rhoades *et al.*, 2000; Bravo *et al.*, 2017).

Los objetivos de la investigación fueron: caracterizar dos suelos cultivados con pasto Bachearía sp, mediante la descripción de algunas propiedades generales del suelo y la producción de biomasa neta a nivel radicular; así como, analizar la capacidad de almacenamiento de carbono orgánico del suelo a diferentes profundidades.

II. MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en la Granja Experimental Santa Inés (SI) en el Municipio de Machala (03° 17' 16" S; 79° 54' 05" O) y la comuna de Cune (CN) en el Municipio de Chilla (03°37'15" S; 79°60'46" O). Ambos sitios en la provincia de El Oro (Ecuador), donde el modelo de ganadería predominante es el intensivo y de doble propósito (Staller, 2001). La temperatura es diferente para cada sitio, se presenta una media anual de 24.87°C±4 a nivel del mar en el caso de SI y 21.1 °C ±4° entre 550 a 1100 msnm para CN. La precipitación acumulada anual fue de 708.4 mm y 1755 mm para SI y CN respectivamente, con un periodo lluvioso entre diciembre a mayo y una época menos lluviosa de junio a noviembre (Hasan & Wyseure, 2018; Luna-Romero *et al.*, 2018).

Condiciones del terreno

En SI el terreno es una planicie costera, mientras que en CN se ubica en una zona de montaña con laderas que disminuye su altitud de norte a sur (Rhoades *et al.*, 2000). En ambos sitios los tipos de clase textural que prevalecen son: franco-arcillosa y franco arenoso en los primeros 30 cm del suelo (Moreno *et al.*, 2016).

El detalle de las principales características de los sitios con su respetivo uso de suelo se presenta en la Tabla 1.

Tabla 1. Características de los sitios Granja Santa Inés (Machala) y Comuna Cune (Chilla).

Características	Santa Inés (SI)	Cune (CN)
Pendiente (%)	0-8	5-20
Subgrupo de suelo ¹	Aquic Dystrustepts	Typic Haplorthrepts
Color del suelo en seco ²	10 YR 6/1	10YR4/2
Uso actual	Pasto (30 años) Bosque (>50 años)	Pasto (20 años) Bosque (>50 años)

¹ Clasificación (USDA, 2010) tomado de Villaseñor et al. (2015).

² Lectura en Tabla MUNSELL COLOR (1994).

Diseño del muestreo

En cada localidad se delimitó una parcela de 3.00 ha cultivadas con pasto, de la variedad Brachiaria sp, donde se tomaron muestras de suelo y de raíces. Para este fin, se realizaron dos tipos de muestreo en función de la topografía del terreno, los cuales se detallan a continuación.

En la Granja Santa Inés por ser un terreno plano con árboles dispersos se optó por demarcar en el centro de la parcela, separados a 100 m, tres transectos de 30 m de largo, en los cuales se extrajeron las muestras a 1 m, 15 m y 30 m. El muestreo se realizó a una altura menor de 5 msnm, por tanto, no fue necesario subdividir las parcelas.

Por la ubicación de la Comuna Cune en terreno de alta pendiente (> 25%), se delimitaron tres subparcelas ubicadas en

tres pisos altitudinales (<100 m; entre 500 a 1000 m y > 1000 m). En cada subparcela el muestro se realizó en forma de L, de 25 m de largo en vertical siguiendo la pendiente y 25 m en horizontal que se ubicó a la derecha por la dirección que toma el aspecto de la montaña. En cada subparcela se demarcaron los puntos de muestreo a los 0 m, y al final de los 25 m en vertical y horizontal (Singh & Benbi, 2018).

Para determinar el COS, en cada punto de muestreo se realizó el procedimiento recomendando por Hairiah et al., (2010), que consiste en conformaron escalones de 0.20 m de ancho y de 0.10 m de profundidad (Figura 1 a). Las muestras de suelo de tipo inalteradas fueron tomadas con un cilindro metálicos de 100 cm³ ±2 (Figura 1 b); a continuación, las muestras se codificaron como capa 1 (C1) de 0 a 0.10 m, capa 2 (C2) de 0.10 a 0.20 m y capa 3 (C3) de 0.20 a 0.30 m.

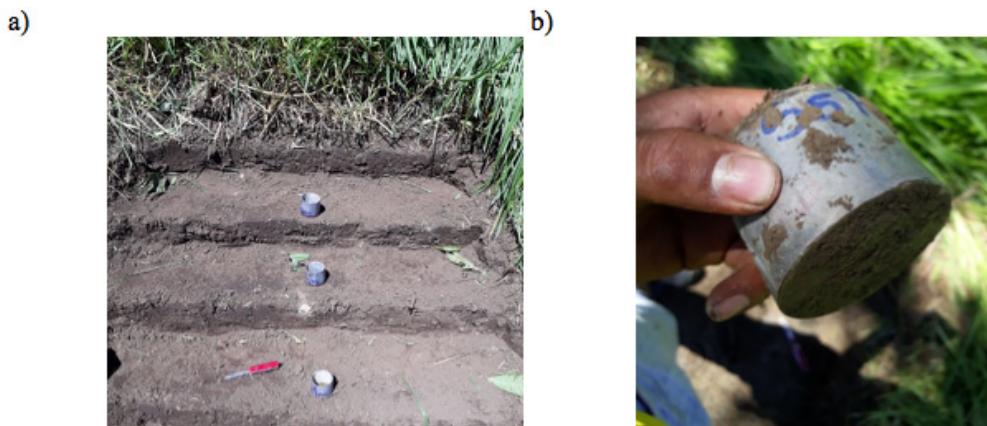


Figura 1. Esquema de toma inalteradas del suelo. a) conformación de escalones (capas) cada 10 cm, b) cilindro con muestra de suelo inalterada

En los puntos de muestreo, adicionalmente se recolectaron muestras compuestas de 1.5 kg de suelo por cada capa. Una porción de la muestra se conservó en refrigeración a 4°C para los análisis microbiológicos. La otra porción se secó al aire, se tamizó a 2 mm, y se utilizó para los análisis físicos y químicos. El trabajo de campo fue realizado en junio del 2017 (SI) y julio de 2018 (CN).

Análisis de propiedades del suelo

Con las muestras de suelo inalteradas, se obtuvo la propiedad física densidad aparente (Da), que se determinó por la diferencia de peso de la muestra en fresco y la muestra seca en una estufa a 105 °C durante 48 h, resultado dividido para el volumen del cilindro (Ecuación 1), como lo sugiere Don et al. (2011).

$$BD = \frac{Ms}{Vc} \quad (1)$$

Dónde:

Da=Densidad aparente (g cm³). Ms=Peso de la muestra seca dentro del cilindro. Vc= volumen vacío del cilindro. Las determinaciones fueron realizadas en el laboratorio de suelos de la Universidad Técnica de Machala, Ecuador.

Los análisis físicos y químicos de suelo se realizaron mediante procedimientos analíticos:

arcilla por el método del hidrómetro de Bouyoucus (Monroe et al., 2016), pH (en agua relación 1:2.5), conductividad eléctrica (CE) en pasta de saturación con agua, carbono orgánico (CO) por digestión húmeda con dicromato de potasio (Walkley & Black, 1934), nitrógeno (N) por micro Kjeldahl, fósforo (P) por absorción atómica y potasio (K) por Olsen modificado (Olsen & Sommers, 1982). Determinaciones que se realizaron en el laboratorio de suelos de la Agencia de Regulación Fitosanitaria del Ecuador (AGROCALIDAD).

Calculo de producción de neta de biomasa (PNB) radicular para pasto

Dentro de las parcelas se recolectó la masa radicular de *Brachiaria* sp., para lo cual, se usaron cuadrantes de madera de 0.25 m², lanzadas al azar dentro de cada punto de muestreo, procedimiento tomado de Díaz et al., (2016)(Figura 2 a). A continuación, se extrajeron 30 cm de suelo con raíces de las plantas (Figura 2 b), que fueron lavadas con agua destilada para eliminar el suelo adherido, insectos y rocas. Despues se cortaron las raíces para escoger las de diámetro <5 mm y <50 mm de largo, para el cálculo de la producción neta de biomasa (PNB), procedimiento que permitió registrar el peso raíces en húmedo (Prh) y peso de raíces en seco (Prs) a 80 °C por 48 h (Kurz et al., 1996), resultados que fueron utilizados en la siguiente ecuación (2) que incluye los factores de 0.47 de carbono orgánico, área de la parcelas (4 ha) y el factor de superficie 1 000 000, resultado expresado en Mg ha⁻¹ (McGroddy et al., 2015).

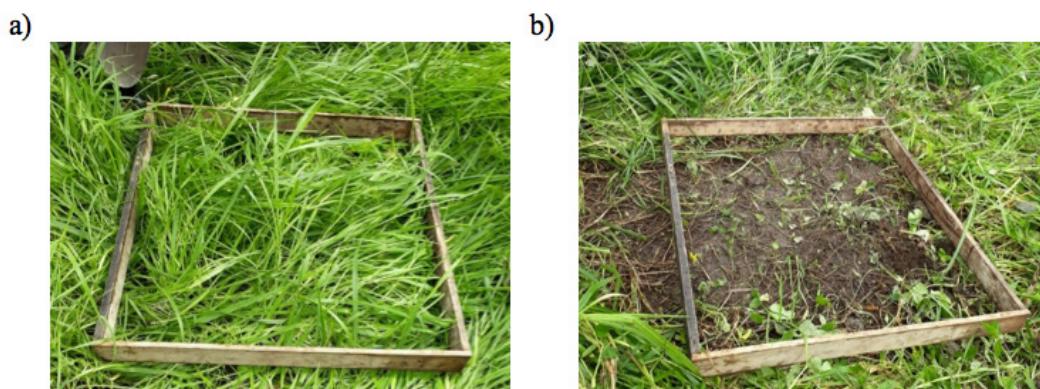


Figura 2. Cuadrante utilizado para la toma de muestra de raíces para estimar la producción neta de biomasa (PNB)

$$PNB = \frac{[(Prh - Prs) * 0.47] * [(0.25 * 4) * 10\,000]}{1\,000\,000} \quad (2)$$

Determinación de flora total y colimetría en el suelo

Para los recuentos de flora total (FT) y colimetría (CL), se realizaron cultivos en diluciones seriadas del suelo en agua con una solución buffer salino, preparada con K_2HPO_4 , KH_2PO_4 y NaCl. Para la siembra se usó como medio de cultivo los agares plate counter (TM MEDIA, India) y Macconkey (TM MEDIA, India). La siembra se realizó sobre cajas de petri con una distribución homogénea sobre la superficie del plato en una cámara de flujo laminar (Ortíz-Maya et al., 2017). A continuación, se transfirieron a la incubadora a 38 °C durante 24 h y 48 h para el conteo de FT y CL respectivamente; y se efectuó conteo de Unidades Formadoras de Colonias totales por gramo de suelo (UFC g⁻¹). Estimación realizada en un contador digital Leica modelo 3327 (Leica, Colorado, USA).

Cálculo del almacén de carbón orgánico del suelo

La cantidad de COS almacenada se calculó (Ecuación. 3), multiplicando el carbono orgánico (CO) por la Da (g cm³), la profundidad (d) de muestreo del suelo (0.10 m) y por el factor 10 000 (Ruiz Potma Goncalves et al., 2017).

$$COS \text{ almacenado (Mg ha}^{-1}) = Da * d * (CO/100) * 10\,000 \quad (3)$$

Procedimiento estadístico

Para la caracterización de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo y los valores de COS almacenado se calcularon medidas de resumen de datos que incluyeron tendencia central y dispersión. Para conocer si se presentan diferencias estadísticas significativas entre las capas para cada sitio estudiado se utilizó análisis de varianza (ANOVA) de un factor intergrupos (C1, C2, C3), previo cumplimiento de los requisitos de independencia de errores, normalidad de datos y homogeneidad de varianzas. Procedimiento similar se utilizó para conocer si existe diferencia estadística significativa para cada sitio y altitud en función de PNB; así como, por capa en cada

sitio para COS. Cuando se presentaron diferencias estadísticas se aplicó prueba post hoc (Tukey) para conocer entre que grupo existen diferencias o similitudes. Para determinar si existe diferencia estadística entre los sitios en función de las propiedades biológicas del suelo se aplicó una prueba t de Student para grupos independientes. Para establecer la correlación entre las variables COS y las propiedades del suelo se determinó el coeficiente de correlación de Pearson al 1 y 5 % de significancia.

Todas las pruebas estadísticas se realizaron con el programa SPSS, versión 23.0 de prueba para Windows (SPSS Inc, 2013) y un nivel de significancia de 5%.

III. RESULTADOS

Características de los suelos

En la tabla 2, se presentan la comparación entre capas por cada sitio estudiado de las propiedades de suelo relacionadas con el almacenamiento del COS. Se obtuvo diferencias significativas solo en las propiedades carbono orgánico, nitrógeno y potasio para las muestras de suelo tomadas en la Comuna Cune.

En cuanto a las propiedades físicas como la Da, la variación fue poca (SI: 1.09-1.12 kg m³; CN: 1.04-1.11 kg m³); valores que no indican problemas de compactación, contrario a lo determinado por Brahma et al., (2018) en la India en la sucesión bosque a pasturas, donde la Da fue >1.62 kg m³. Los resultados de arcilla en SI (352.67 g⁻¹ kg⁻¹; 443.33 g⁻¹ kg⁻¹; 380.33 g⁻¹ kg⁻¹), fueron superiores a los determinados para CN que no sobrepasan los 157.11 g⁻¹ kg⁻¹. Valores que clasifican a los suelos en clase textural franco arcillosa (SI) y franco arenoso (CN).

La reacción química del suelo presentó variaciones entre las localidades. El pH osciló de 8.76 a 9.06, en SI y entre 5.31 a 5.37 en la CN; valores que indicaron alcalinidad y acidez del suelo respectivamente. Estos valores son típicos para los suelos de zona costera que varían entre pH 7 a 9 y de pH 4.2 (bosque) a 5.3 (pasto) para suelos en montañas del Ecuador (Rhoades et al., 2000; Potthast et al., 2012).

Los valores de CE en general fueron bajos (rango SI: 0.87-1.12 dS cm⁻¹; rango CN: 0.82-0.86

dS cm⁻¹). Resultados similares a los obtenidos por Chávez-Velazco & Araya-Vargas, (2009) y Barrezueta-Unda & Paz-González (2017), en la zona en estudio.

Los niveles de carbono orgánico por cada localidad fueron diferentes. En SI, el CO disminuyó de 1.68% en la primera capa, a 0.67% en la última capa, valores categorizados como bajos. Mientras en la CN el CO incrementó de 3.09% a 3.37%, valores inferiores a los determinados por Don *et al.* (2011) y Potthast *et al.* (2012), en suelos con pendiente entre 10 a 30%, en los andes ecuatorianos, pero altos en comparación con los suelos de pie de monte de Tailandia e Italia (Masamichi *et al.*, 2019; Novara *et al.*, 2013); en todos los casos el uso del suelo fue pastos en sucesión de bosques. Martínez, Fuentes, & Acevedo (2008), encontraron una relación directa entre la acidez del suelo y los niveles de carbono, que indican que la materia orgánica, en este caso cuando el pH tiene un rango

de 5.31-5.37 en CN, estaría relacionado con el nivel de CO.

Los niveles de N y P fueron bajos en ambos sitios como se puede observar en la Tabla 2. Los valores de nitrógeno oscilaron entre 0.09-0.01% (SI) y 0.35-0.31% (CN). El fósforo, presentó rangos de 8.9-3.5 mg kg⁻¹ (SI) y 8.88-4.33 mg kg⁻¹ (CN). En el caso del potasio, los resultados variaron entre 1.59-0.48 cmol kg⁻¹ (SI) y de 1.00-0.90 cmol kg⁻¹ (CN) lo cual indica un nivel alto (> 0.40 cmol kg⁻¹ de K) de este elemento. Para Priess, de Koning & Veldkamp (2001), los suelos de las montañas bajas y zonas de costa del Ecuador las pérdidas de macronutrientes no son compensadas con la entrada de estiércol que puede aportar el ganado, debido a que gran parte se pierde por la cosecha del pastizal, por la lixiviación hídrica de origen antrópica (riego por inundación) y precipitaciones), así como, por las pérdidas de gases en el caso del N como NO₂ y por la erosión.

Tabla 2. Estadísticos descriptivos y test de Tukey (p<0.05) por capas de las propiedades generales del suelo en los sitios SI y CN.

Sitio/Capas (N=9)	Da (g cm ⁻²)	Arcilla (g ⁻¹ kg ⁻¹)	pH	C.E (dS cm ⁻¹)	CO (%)	N (%)	P (mg kg ⁻¹)	K (cmol kg ⁻¹)
SI								
C1	1.09 sn	352.67 sn	8.76 sn	0.87 sn	1.68 sn	0.09 sn	8.9 sn	1.59 sn
C2	1.16 sn	443.33 sn	9.06 sn	1.12 sn	1.11 sn	0.02 sn	3.5 sn	1.00 sn
C3	1.13 sn	380.33 sn	9.03 sn	1.12 sn	0.67 sn	0.01 sn	3.5 sn	0.48 sn
CN								
C1	1.04 sn	134.89 sn	5.31 sn	0.82 sn	3.09 a	0.35 a	6.50 sn	1.00 a
C2	1.06 sn	157.11 sn	5.37 sn	0.84 sn	3.29 b	0.31 b	8.88 sn	1.05 b
C3	1.11 sn	129.78 sn	5.31 sn	0.86 sn	3.37 b	0.31 b	4.33 sn	0.9 c

C1 (capa 1 de 0-0.10 m); C2 (capa 2 de 0.10-0.20 m); C3 (capa 3 de 0.20-0.30 m)

*Letras diferentes indican significancia estadística (para p-valor<0.05). sn=sin significancia estadística.

En la Tabla 3 se presenta la comparación de medias de PNB con el test de Tukey al 5% de significancia que aporta la especies *Brachiaria* sp. en los suelos en estudio. Se observó mayor generación de biomasa radicular en CN cuando sobrepasan los 1000 msnm, obteniendo 1.13 Mg ha⁻¹ de PNB y disminuye a 0.95 Mg ha⁻¹ (500 a 1000 m de altura) y 0.44 Mg ha⁻¹ (< 100 m de altura). Mientras en SI el valor fue de 0.39 Mg ha⁻¹ (SI < 10 m). Resultados que mostraron diferencias significativas cuando se sobrepasan los 500 m

de altitud, pudiendo incidir la pendiente en el desarrollo radicular de *Brachiaria* sp, debido que el mayor tiempo de pastoreo en la CN se realiza en el sector más plano (pendiente <15%), lo que ocasiona una sobre explotación del recurso suelo y también a una mayor proporción de arcilla en el caso de los suelos de la SI, que pudo limitar la producción de biomasa radicular. Jiménez & Lal (2006), expresan que la PNB está relacionada a la respiración del suelo, entonces entre mayor biomasa radicular la cantidad de COS es más estable y por lo tanto, mayor retención de CO₂.

Tabla 3. Comparación de medias (Tukey al 5%) de producción neta de biomasa (PNB) de raíces de las especies *Brachiaria* sp. por sitios.

Sitio/Altitud (msnm)	N	Media (Mg ha-1)	DS (±)
CN > 1000	3	1.13 a	0.11
CN 500 -1000	3	0.95 a	0.38
CN <100	3	0.44 b	0.02
SI < 10	6	0.39 b	0.09

*Letras diferentes indican diferencias significativas (p-valor<0,05). DS=desviación típica o estándar.

El test de Tukey que se presenta en la Tabla 4, muestra diferencia significativa ($p<0.05$) entre los usos de suelo para la propiedad biológica FT. El mayor promedio correspondió a la CN con $8,5 \times 10^6$ UFC g $^{-1}$, valor alto de FT con respecto a la investigación de Álvarez-Solís & Azueto-Martínez (2004), que obtuvieron rangos entre $6,27-6,91 \times 10^6$ UFC g $^{-1}$ en pastos con propiedades del suelo similares al estudio (pH 4.40-5.1 de clase textural franco arenosa). En SI, el conteo de FT fue bajo en comparación con el promedio de $4,1 \times 10^6$ UFC g $^{-1}$, obtenido en soja en suelos con clase textural franco arcillosos y de pH 6.01-6.4 (Fernández et al., 2005). En investigaciones sobre actividad microbiana en suelos ecuatorianos, se determinó una relación directa con los altos contenidos de CO y del P con la abundancia de bacterias tipo gram positivas como las actinobacterias, relacionadas con la formación de humus (Crespo et al., 2011; Potthast et al., 2012; Tischer, Potthast, & Hamer, 2014; Zhou, Wang, & Luo, 2018); efecto que puede estar relacionado con la mayor abundancia de FT en las muestras de suelo de CN.

Por otra parte, los cuatro promedios de coliformes (Tabla 4), indicador biológico del suelo relacionado con la cantidad de bacterias de la familia *bacteroidetes* (gram negativas) que se encuentran en la materia fecal (Zhou et al., 2018), no presentan diferencias significativas (p-valor=0.28), al compararse entre sitios. Los valores de CL oscilaron entre $1,95 \times 10^6$ (CN) y $0,39 \times 10^6$ (SI). Para Chen et al. (2018), las altas cargas de bacterias en el suelo se encuentran relacionadas al pH ácido, mientras Weil & Brady (2017) expresan, que los disturbios antropogénicos son más acentuadas en suelos con un pH alcalino, siendo un factor negativo para el aumento de la actividad microbiana. Fernández et al. (2005), señalaron que la cantidad de UFC g $^{-1}$ de CL en el suelo se encuentra influenciado por el manejo agronómico como, por ejemplo: por aplicación excesiva de fertilizantes químicos y pesticidas. Otro factor que puede incidir en los valores de FT y CL es el desarrollo radicular del pasto, que presenta mayor acumulación de raíces en los primeros 10 cm del suelo, y por tanto mayor número de bacterias (Makeschin et al., 2008).

Tabla 4. Prueba t Student (p-valor<0.05) entre SI y CN de la flora total (FT) y de la colimetría (CL) de bacterias, en los primeros 0.10 m del suelo.

Sitio (N=3)	Propiedad biológica	Media (UFC/g de suelo)	Rango	Sig. (p-valor<0,05)
SI	FT	$3,23 \times 10^6$ ab	$3,90 \times 10^6$	
CN	FT	$8,50 \times 10^6$ a	$6,10 \times 10^6$	0,01
SI	CL	$0,39 \times 10^6$ a	$8,70 \times 10^5$	
CN	CL	$1,95 \times 10^6$ a	$3,42 \times 10^6$	0,28

El análisis del COS almacenado por cada sitio y capa se presenta en la Figura 3. En SI, el COS presentó un descenso de forma gradual de la primera capa (18.43 Mg C ha $^{-1}$) a la última

capa (7.67 Mg C ha $^{-1}$), mostrando diferencias significativas entre las tres capas. Mientras que en las parcelas de CN el patrón de almacenamiento del COS se incrementó de 31.34 Mg C ha $^{-1}$ en la

primera capa C1 a 35.01 Mg C ha⁻¹ en la tercera capa. La alta variabilidad de COS almacenado en SI, puede obedecer a la estacionalidad del clima, que retrasa los procesos fisiológicos de las plantas al sur del Ecuador, y a un programa inadecuado de pastoreo, que provoca acumulación irregular de restos de flores, frutos, hojas y de raíces como lo expone Bendix *et al.* (2006). La menor cantidad de arcilla en los suelos de la Comuna Cune puede influir en el fenómeno de eluvación (transporte de nutrientes hacia horizontes inferiores del suelo), hechos registrado por Scott *et al.* (1999), en bosques y pasturas.

La suma total COS almacenada fue mayor en CN con 99.79 Mg C ha⁻¹, con una distribución porcentual entre C1 y C3 de 31.41% y 38.08%. Resultados que concuerdan con otras investigaciones en suelos de alta pendiente, donde más del 60% del COS almacenado se ubica en los primeros 0.20 m del suelo (Gebeyehu & Soromessa, 2018; Minasny *et al.*, 2017; Tonucci *et al.*, 2017). Mientras en SI el total de COS fue 38.34 Mg C ha⁻¹ y una distribución en las dos primeras capas del 80.53 %, resultado similar a los obtenidos por Bravo *et al.* (2017), en pastos de la región amazónica del Ecuador.

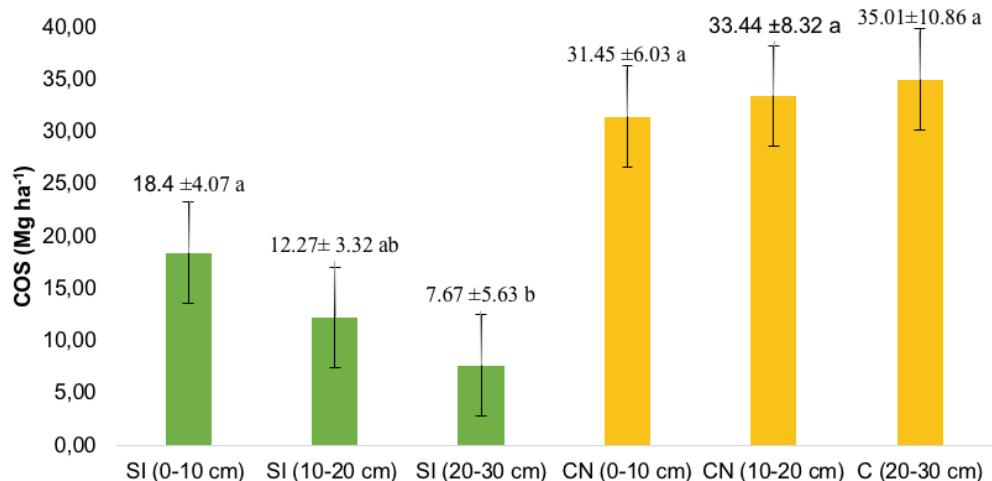


Figura 3. Comparación de COS almacenado por sitios y capas.
*Letras diferentes para cada sitio, indican diferencias estadísticas significativas para un p-valor<0.05.

La matriz de Pearson entre los resultados de COS almacenado de SI y CN y las propiedades arcilla, pH, CE, N, P, K, PBR, FT y CL, se presenta en la Tabla 5. El Nitrógeno mostró una alta correlación (p-valor<0.00) positiva (0.62**), en la CN, mientras que el pH indicó una correlación (p-valor=0.04) negativa (-0.49*) en SI. En el caso del pH igual correlación fue determinada por

Ruiz, Elizalde, & Paolini (2000), en el estado de Guárico en Venezuela, aunque en el uso de suelo bosque. Barré *et al.* (2017) señalan que los suelos más desarrollados tienen mayor capacidad de almacenar carbono, aunque la composición de la vegetación anterior también influye en los niveles de COS y, por tanto, los niveles de nitrógeno se correlacionan.

Tabla 5. Matriz de correlación de Pearson para el COS.

Propiedades del suelo	COS	
	SI	CN
Arcilla	-0.09 (p-valor=0.73)	-0.22 (p-valor=0.26)
pH	-0.49* (p-valor=0.04)	-0.25 (p-valor=0.21)
CE	-0.44 (p-valor=0.08)	-0.38 (p-valor=0.05)
N	0.47 (p-valor=0.24)	0.62** (p-valor=0.00)
P	0.05 (p-valor=0.91)	-0.24 (p-valor=0.30)
K	0.34 (p-valor=0.41)	-0.19 (p-valor=0.42)
PBR	0.77 (p-valor=0.08)	-0.61 (p-valor=0.08)
FT	-0.09 (p-valor=0.78)	0.82 (p-valor=0.38)
CL	-0.48 (p-valor=0.20)	0.79 (p-valor=0.42)

Significancia estadística *(0.05) **(0.01).

IV. CONCLUSIONES

Las propiedades del suelo que diferencia a los dos sitios son: los niveles de arcilla y el pH. En el caso de los suelos de SI las proporciones de arcilla revelaron un suelo con clase textural franco arcilloso con pH alcalino, contrario a lo determinado en CN, donde los suelos presentan clase textural fracos arenosos con pH ácido.

Los niveles de FT y CL, así como la PNB fueron mayores en los suelos de la CN, sin tener correlaciones con el COS almacenado, contrario a lo encontrado en el pH y el N en SI y CN respectivamente, lo que revela que la condición alcalina del suelo puede influir de forma negativa en los niveles de COS en los suelos de SI.

La mayor cantidad de COS almacenado fue en CN, con un ligero incremento en la tercera capa, posiblemente debido al efecto de eluviación y escorrentía, que pudo trasladar el carbono hacia la capa inferior (0.20-0.30 m). Este hecho puede influir significativamente en las reservas de carbono, pero se necesita más investigación para comprender cómo influye el material parental del suelo, ya que no puede explicarse simplemente por los parámetros fisicoquímicos básicos del suelo (arcilla y pH). En general, los resultados sugieren que se necesita un adecuado conocimiento de la geología para limitar mejor la evolución de los COS almacenado.

V. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Álvarez-Solís, J., & Azueto-Martínez, M. (2004). Actividad microbiana del suelo bajo

diferentes sistemas de producción de maíz en los altos de Chiapas, México. *Agrociencia*, 38(1), 13–22.

Barré, P., Durand, H., Chenu, C., Meunier, P., Montagne, D., Castel, G., ... Cécillon, L. (2017). Geological control of soil organic carbon and nitrogen stocks at the landscape scale. *Geoderma*, 285(January), 50–56. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.09.029>

Barrezueta-Unda, S., & Paz-González, A. (2017). Estudio comparativo de la estructura elemental de materia orgánica de suelo y mantillo cultivados de cacao en El Oro, Ecuador. *Revista Agroecosistemas*, 5(1), 2–9.

Bendix, J., Homeier, J., Cueva Ortiz, E., Emck, P., Breckle, S. W., Richter, M., & Beck, E. (2006). Seasonality of weather and tree phenology in a tropical evergreen mountain rain forest. *International Journal of Biometeorology*, 50(6), 370–384. <https://doi.org/10.1007/s00484-006-0029-8>

Brahma, B., Pathak, K., Lal, R., Kurmi, B., Das, M., Nath, P. C., ... Das, A. K. (2018). Ecosystem carbon sequestration through restoration of degraded lands in Northeast India. *Land Degradation & Development*, 29(1), 15–25. <https://doi.org/10.1002/ldr.2816>

- Bravo, C., Ramírez, A., Marín, H., Torres, B., Alemán, R., Torres, R., ... Changoluisa, D. (2017). Factores asociados a la fertilidad del suelo en diferentes usos de la tierra de la Región Amazónica Ecuatoriana. *Revista Electronica de Veterinaria*, 18(11).
- Chávez-Velazco, C., & Araya-Vargas, M. (2009). Correlación entre las características del suelo y los nematodos de las raíces del banano (Musa AAA) en Ecuador. *Agronomía Mesoamericana*, 20(2), 361–369.
- Chen, S., Wang, W., Xu, W., Wang, Y., Wan, H., Chen, D., ... Bai, Y. (2018). Plant diversity enhances productivity and soil carbon storage. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(16), 201700298. <https://doi.org/10.1073/PNAS.1700298114>
- Crespo, P., Feyen, J., Buytaert, W., Bücker, A., & Breuer, L. (2011). Identifying controls of the rainfall – runoff response of small catchments in the tropical Andes (Ecuador). *Journal of Hydrology*, 407(1–4), 164–174. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.07.021>
- Díaz, P., Ruiz, G., Tello, C., & Arévalo, L. (2016). Carbono almacenado en cinco sistemas de uso de tierra , en la región San Martín Perú. *Revista Intenacional de Desarrollo Regional Sustentable*, 1(2), 57–67.
- Don, A., Schumacher, J., & Freibauer, A. (2011). Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks - a meta-analysis. *Global Change Biology*, 17(4), 1658–1670. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02336.x>
- Eze, S., Palmer, S. M., & Chapman, P. J. (2018). Soil organic carbon stock in grasslands: Effects of inorganic fertilizers, liming and grazing in different climate settings. *Journal of Environmental Management*, 223(October 2017), 74–84. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.06.013>
- Fernández, L., Zalba, P., Gómez, M., & Sagardoy, M. (2005). Bacterias solubilizadoras de fosfato inorgánico aisladas de suelos de la region sojera. *Ciencia Del Suelo*, 23(1), 31–37. Retrieved from http://www.wuv.de/digital/die_sechs_mythen_des_programmatic_marketing
- Gaba, S., Lescourret, F., Boudsocq, S., Enjalbert, J., Hinsinger, P., Journet, E.-P., ... Ozier-Lafontaine, H. (2015). Multiple cropping systems as drivers for providing multiple ecosystem services: from concepts to design. *Agronomy for Sustainable Development*, 35(2), 607–623. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0272-z>
- Gebeyehu, G., & Soromessa, T. (2018). Status of soil organic carbon and nitrogen stocks in Koga Watershed Area, Northwest Ethiopia. *Agriculture & Food Security*, 7(1), 1–10. <https://doi.org/10.1186/s40066-018-0162-8>
- Hairiah, K., Dewi, S., Agus, F., Velarde, S., Ekadinata, A., Rahayu, S., & van Noordwijck, M. (2010). *Measuring Carbon Stocks Across Land Use System: A Manual*. (July), 155.
- Han, L., Sun, K., Jin, J., & Xing, B. (2016). Some concepts of soil organic carbon characteristics and mineral interaction from a review of literature. *Soil Biology and Biochemistry*, 94, 107–121. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.11.023>
- Hasan, M. M., & Wyseure, G. (2018). Impact of climate change on hydropower generation in Rio Jubones Basin, Ecuador. *Water Science and Engineering*, 11(2), 157–166. <https://doi.org/10.1016/j.wse.2018.07.002>
- INEC. (2017). Encuesta de superficie y producción agropecuaria continua. In *Instituto Nacional de Estadísticas y Censos*. <https://doi.org/10.4206/agrosur.1974.v2n2-09>
- Jiménez, J. J., & Lal, R. (2006). Mechanisms of C Sequestration in Soils of Latin America. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 25(4), 337–365. <https://doi.org/10.1080/0735268060094240>
- Kurz, W., Beukema, S., & Apps, M. (1996). Estimation of root biomass and dynamics for the

carbon budget model of the Canadian forest sector. *Canadian Journal of Forest Resources*, Vol. 26, pp. 1973–1979.

Lal, Rattan. (1998). Agronomic impact of soil degradation. In R Lal, W. . Blum, C. Valentine, & B. Stewart (Eds.), *Methods for Assessment of Soil Degradation*. Boca Raton, Florida, EE.UU.: CRC.

Lal, Rattan. (2015). Restoring soil quality to mitigate soil degradation. *Sustainability*, 7, 5875–5895. <https://doi.org/10.3390/su7055875>

Lal, Rattan, Negassa, W., & Lorenz, K. (2015). Carbon sequestration in soil. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 15(030), 79–86. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.09.002>

Lefèvre, C., Rekik, F., Alcantara, V., & Wiese, L. (2017). *Soil organic carbon: The hidden potential* (L. Wiese, V. Alcantara, R. Baritz, & R. Vargas, Eds.). <https://doi.org/10.1038/nrg2350>

Lorenz, K., & Lal, R. (2014). Soil organic carbon sequestration in agroforestry systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34(2), 443–454. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0212-y>

Lorenz, K., & Lal, R. (2018). *Carbon Sequestration in Agricultural Ecosystems*. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-92318-5>

Luna-Romero, A., Ramírez, I., Sánchez, C., Conde, J., Agurto, L., & Villaseñor, D. (2018). Spatio-temporal distribution of precipitation in the Jubones river basin, Ecuador: 1975–2013. *Scientia Agropecuaria*, 9(1), 63–70. <https://doi.org/10.17268/sci.agropecu.2018.01.07>

Makeschin, F., Haubrich, M., Abiy, M., Burneo, J., & Klinger, T. (2008). Pasture Management and Natural Soil. In E. Beck (Ed.), *Gradients in a Tropical Mountain Ecosystem of Ecuador* (pp. 397–408). Berlin: Springer International Publishing.

Martínez, E., Fuentes, J. P., & Acevedo, E. (2008). Carbono orgánico y propiedades del suelo. *Revista de La Ciencia Del Suelo y Nutrición Vegetal*, 8, 68–96. <https://doi.org/10.4067/S0718-27912008000100006>

Masamichi, T., Hirai, K., Marod, D., Anusontpornperm, S., Limtong, P., Leaungvutivirog, C., & Panuthai, S. (2019). Atypical Pattern of Soil Carbon Stocks along the Slope Position in a Seasonally Dry Tropical Forest in Thailand. *Forests*, 10(106), 1–12. <https://doi.org/10.3390/f10020106>

McGroddy, M. E., Lerner, A. M., Burbano, D. V., Schneider, L. C., & Rudel, T. K. (2015). Carbon Stocks in Silvopastoral Systems: A Study from Four Communities in Southeastern Ecuador. *Biotropica*, 47(4), 407–415. <https://doi.org/10.1111/btp.12225>

Meyer, R. S., Cullen, B. R., Whetton, P. H., Robertson, F. A., & Eckard, R. J. (2018). Potential impacts of climate change on soil organic carbon and productivity in pastures of south eastern Australia. *Agricultural Systems*, 167(August), 34–46. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.08.010>

Minasny, B., Malone, B. P., McBratney, A. B., Angers, D. A., Arrouays, D., Chambers, A., ... Winowiecki, L. (2017). Soil carbon 4 per mille. *Geoderma*, 292, 59–86. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002>

Monroe, P. H. M., Gama-Rodrigues, E. F., Gama-Rodrigues, A. C., & Marques, J. R. B. (2016). Soil carbon stocks and origin under different cacao agroforestry systems in Southern Bahia, Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 221, 99–108. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.022>

Monteros Guerrero, A., Sumba Lusero, E., & Salvador Sarauz, S. (2014). *Productividad Agrícola En El Ecuador*. Quito, Ecuador.

Moreno, J., Sevillano, G., Valverde, O., Loayza, V., Haro, R., & Zambrano, J. (2016). Soil from the Coastal Plane. In J. Espinosa, J. Moreno, & G. Bernal (Eds.), *The Soils of Ecuador* (pp. 1–195).

<https://doi.org/10.1007/978-3-319-20541-0>

MUNSELL COLOR. (1994). *Munsell soil color charts*. New Windsor, NY: Kollmorgen Instruments Corporation.

Novara, A., Gristina, L., Kuzyakov, Y., Schillaci, C., Laudicina, V. A., & La Mantia, T. (2013). Turnover and availability of soil organic carbon under different Mediterranean land-uses as estimated by $\delta^{13}\text{C}$ natural abundance. *European Journal of Soil Science*, 64(4), 466–475. <https://doi.org/10.1111/ejss.12038>

Olsen, S. ., & Sommers, L. . (1982). Phosphorous. In *Methods of Soil Analysis* (pp. 403–430). Madison: American Society of Agronomy.

Ortíz-Maya, J., Escalante-Espinosa, E., Fócil-Monterrubio, R. L., Ramírez-Saad, H. C., & Díaz-Ramírez, I. J. (2017). Dinámica de poblaciones bacterianas y actividad deshidrogenasa durante la biorremediación de suelo recién contaminado e intemperizado con hidrocarburos. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33(2), 237–246. <https://doi.org/10.20937/RICA.2017.33.02.05>

Potthast, K., Hamer, U., & Makeschin, F. (2012). Land-use change in a tropical mountain rainforest region of southern Ecuador affects soil microorganisms and nutrient cycling. *Biogeochemistry*, 111(1–3), 151–167. <https://doi.org/10.1007/s10533-011-9626-7>

Priess, J. ., de Koning, G. H. ., & Veldkamp, A. (2001). Assessment of interactions between land use change and carbon and nutrient fluxes in Ecuador. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 85(1–3), 269–279. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00193-1](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00193-1)

Ramachandran-Nair, P. K., Mohan-Kumar, B., & Nair, V. D. (2009). Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 172(1), 10–23. <https://doi.org/10.1002/jpln.200800030>

Rhoades, C. C., Eckert, G. E., & Coleman, D. C. (2000). Soil carbon differences among forest, agriculture, and secondary vegetation in lower montane Ecuador. *Ecological Applications*, 10(2), 497–505. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0497:SCDAFA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0497:SCDAFA]2.0.CO;2)

Ruiz, M., Elizalde, G., & Paolini, J. (2000). Correlaciones entre el carbono orgánico de los microagregados y algunos atributos del suelo en paisaje de sabana. *Revista de La Facultad de Agronomía*, 26, 125–135.

Ruiz Potma Goncalves, D., Sá, J. C. de M., Mishra, U., Cerri, C. E. P., Ferreira, L. A., & Furlan, F. J. F. (2017). Soil type and texture impacts on soil organic carbon storage in a sub-tropical agro-ecosystem. *Geoderma*, 286, 88–97. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.10.021>

Scott, N. A., Tate, K. R., Ford-robertson, J., Giltrap, D. J., Smith, T., Scott, N. A., ... Giltrap, D. J. (1999). Soil carbon storage in plantation forests and pastures: land-use change implications. *Tellus*, 51, 326–335. <https://doi.org/10.3402/tellusb.v51i2.16301>

Singh, P., & Benbi, D. K. (2018). Soil organic carbon pool changes in relation to slope position and land-use in Indian lower Himalayas. *Catena*, 166(March), 171–180. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.04.006>

SPSS, I. (2013). *SPSS Statistics for Windows*. Retrieved from <https://www.ibm.com/us-en/marketplace/spss-predictive-analytics-enterprise>

Staller, J. (2001). Reassessing the Development and Chronological Relationships of the Formative of Coastal Ecuador. *Journal of World Prehistory*, 15(2), 193–246.

Tilman, D., Cassman, K. G., Matson, P. A., Naylor, R., & Polasky, S. (2002). Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 418(August), 671–677.

- Tischer, A., Potthast, K., & Hamer, U. (2014). Land - use and soil depth affect resource and microbial stoichiometry in a tropical mountain rainforest region of southern Ecuador. *Oecologia*, 175, 375–393. <https://doi.org/10.1007/so0442-014-2894-x>
- Tonucci, R. G., Nair, V. D., Ramachandran Nair, P. K., & Garcia, R. (2017). Grass vs. tree origin of soil organic carbon under different land-use systems in the Brazilian Cerrado. *Plant and Soil*, 419(1–2), 281–292. <https://doi.org/10.1007/s11104-017-3347-1>
- USDA. (2010). Claves para la *Taxonomía de Suelos* (Decima). Retrieved from http://www.mdp.edu.ar/agrarias/grado/723_Genesis/archivos/Taxonomia_Suelos_2010.pdf
- Vallejo-Quintero, V. (2013). Importance and utility of microbial elements in evaluating soil quality: case studies in silvopastoral systems. *Colombia Forestal*, 16(1), 83–99.
- Villaseñor, D., Chabla, J., & Luna, E. (2015). Caracterización física y clasificación taxonómica de algunos suelos dedicados a la actividad agrícola de la provincia del El Oro. *Cumbres*, 1(2), 28–34.
- Walkley, A., & Black, A. (1934). An examination of the determination method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37, 29–38.
- Weil, R., & Brady, N. (2017). *The nature and properties of soil*. <https://doi.org/http://lcen.loc.gov/2016008568>
- Zhang, B., Thomas, B. W., Beck, R., Willms, W. D., Zhao, M., & Hao, X. (2018). Slope position regulates response of carbon and nitrogen stocks to cattle grazing on rough fescue grassland. *Journal of Soils and Sediments*, 18(134). <https://doi.org/10.1007/s11368-018-1992-5>
- Zhou, Z., Wang, C., & Luo, Y. (2018). Effects of forest degradation on microbial communities and soil carbon cycling: A global meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography*, 27(1), 110–124. <https://doi.org/10.1111/geb.12663>