

UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE COLOMBIA

Monitoreo del stock de carbono orgánico en suelos de ambientes subhúmedos. Estudio de caso Departamento del Magdalena, Colombia.

Karla Johayra Girón Angarita

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ciencias Agrarias

Bogotá, Colombia

2021

Monitoreo del stock de carbono orgánico en suelos de ambientes subhúmedos. Estudio de caso Departamento del Magdalena, Colombia.

Karla Johayra Girón Angarita

Tesis presentada como requisito parcial para optar al título de:
Magister en Ciencias Agrarias

Directora:

Yolanda Rubiano Sanabria, Agróloga Ph.D

Codirectora:

Sonia Esperanza Aguirre Forero, Ingeniera Agrónoma Ph.D.

Línea de Investigación:

Suelos

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ciencias Agrarias

Bogotá, Colombia

2021

(Dedicatoria)

Dedicó la tesis de maestría primero a Dios y a mi abuela Ascencion Sáenz, sin su apoyo la maestría no sería posible.

Declaración de obra original

Yo declaro lo siguiente:

He leído el Acuerdo 035 de 2003 del Consejo Académico de la Universidad Nacional. «Reglamento sobre propiedad intelectual» y la Normatividad Nacional relacionada al respeto de los derechos de autor. Esta disertación representa mi trabajo original, excepto donde he reconocido las ideas, las palabras, o materiales de otros autores.

Cuando se han presentado ideas o palabras de otros autores en esta disertación, he realizado su respectivo reconocimiento aplicando correctamente los esquemas de citas y referencias bibliográficas en el estilo requerido.

He obtenido el permiso del autor o editor para incluir cualquier material con derechos de autor (por ejemplo, tablas, figuras, instrumentos de encuesta o grandes porciones de texto).

Por último, he sometido esta disertación a la herramienta de integridad académica, definida por la universidad.

Nombre

Fecha DD/MM/AAAA

Fecha

Agradecimientos

A la Sociedad Colombia de la Ciencia del suelo (SCCS) y a Monómeros Colombo Venezolanos (SA) por la beca de la Maestría y a la Universidad Nacional de Colombia sede Bogotá y la Universidad del Magdalena por la financiación de la tesis de Maestría.

Un agradecimiento especial al Dr José Vásquez por compartir voluntariamente la base de datos del año 2008 que fue empleada como línea base de la investigación.

Agradecimiento a las personas mencionadas a continuación por la colaboración en la ejecución y desarrollo de la investigación:

Dra Yolanda Rubiano Sanabria,
Dra Sonia Esperanza Aguirre Forero,
Dr Nelson Piraneque Gambasica,
Dr Aquiles Enrique Darghan Contreras,
Ing Héctor Jaime López,
Msc Ing Melissa Liz Gutiérrez.

Debo agradecer de manera especial a los ingenieros Yeny Carrillo, Angie Suarez, Felipe Fernández, Sergio Diaz y Sebastián Gutiérrez que fueron apoyo tanto profesional como emocional. Sin olvidar a los estudiantes y administrativos de la Universidad del Magdalena por el apoyo durante el muestreo de suelos y la acogida en el tiempo que duro el trabajo de campo.

Resumen

Monitoreo del stock de carbono orgánico en suelos de ambientes subhúmedos. Estudio de Caso Departamento del Magdalena, Colombia

El stock de carbono orgánico del suelo (SCOS) es reconocido como un indicador de la calidad del suelo y está estrechamente relacionado con el uso del suelo y las prácticas de manejo. En Colombia, aunque son numerosos los trabajos para estimar el tenor de Carbono Orgánico del Suelo (COS), son escasos aquellos que se enfocan en la determinación de su contenido a través del tiempo y los que involucran el cálculo del stock, particularmente en ambientes subhúmedos. En este contexto, este estudio tuvo como objetivo estimar el cambio en el stock de carbono orgánico de un suelo de la región subhúmeda de Colombia para el periodo 2008 – 2019, en el Centro de Desarrollo Agrícola y Forestal de la Universidad del Magdalena. Partiendo de una base de datos colectada en 2008 de 184 puntos, se calculó el stock de carbono orgánico para esta fecha y se diseñó un sistema de muestreo a partir del cual determinó el número de muestras para estimar el COS en los 25 cm superficiales del suelo en 2019. El estudio muestra cómo es posible realizar monitoreos del SCOS partiendo de una línea base y disminuyendo sustancialmente el número de muestras a 50, valiéndose de modelos de regresión espacial que permiten preservar la estructura de los datos. En adición se estimaron las variaciones vertical y horizontal del COS y se espacializaron para mostrar los cambios ocurridos en el periodo analizado. Los cambios encontrados corresponden al carbón lábil dadas las condiciones de clima subhúmedo que determinarían su rápida evolución y permanencia en el sistema.

Palabras clave: tierras secas, variabilidad espacial, carbono orgánico, suelo.

Abstract

Monitoring of the organic carbon stock in soils of sub-humid environments. Case Study Department of Magdalena, Colombia

Soil Organic Carbon Stock (SOCS) is recognized as a soil quality indicator and it is related to soil use and management practices. In Colombia there are a lot of studies that estimate Soil Organic Carbon (SOC), but only a few focus on calculating its content through time and rarely estimate it in sub humid environments. In this context, this study determined SOCS variation from 2008 to 2019 in the Centro de Desarrollo Agrícola y Forestal de la Universidad del Magdalena, Colombia. Starting from legacy data, SOC stock was calculated. Then, a sampling system was built from a spatial regression allowing to define SOC sampling points in the first 30 cm for 2019. This study shows how it is possible to monitor SOCS from a baseline and substantially diminish the number of samples used while preserving data structure. In addition, horizontal and vertical COS variation was estimated and spatialized to show changes occurred in the time period studied. It is presumed that changes found correspond to labile carbon from typical conditions of sub humid weather that determine its fast evolution and permanence.

Keywords: Drylands, spatial variability, organic carbon, soil.

Contenido

	Pág.
1. Marco conceptual.....	16
1.1 Carbono orgánico del suelo (COS).....	16
1.2 Stock de carbono orgánico del suelo.....	17
1.3 Carbono orgánico del suelo en zonas subhúmedas	20
1.4 Monitoreo del stock de carbono orgánico del suelo	23
1.5 Métodos de cuantificación del COS.....	25
2. Materiales y métodos.....	27
2.1 Fuentes de datos y selección de línea base.....	27
2.2 Localización del área de estudio	31
2.3 Diseño del sistema de muestreo para el monitoreo	32
2.4 Muestreo de los nuevos datos de COS	33
2.5 Distribución vertical del COS.....	34
3. Resultados y discusión	23
3.1 Selección de la línea base para el monitoreo de COS.....	23
3.1.1 Análisis preliminar datos heredados año 2008.....	23
3.2 Diseño del sistema de muestreo para el monitoreo del COS en el área de estudio.....	26
3.2.1 Selección del modelo de regresión espacial	26
3.2.2 Definir el tamaño de muestra para el nuevo set de datos	28
3.3 Distribución espacial del stock de COS 2008 y 2019.....	28
3.3.1 Análisis exploratorio de la base de datos año 2019	28
3.3.2 Distribución espacial del stock de COS en el área de estudio.....	30
4. Conclusiones y recomendaciones.....	41
4.1 Conclusiones.....	41
4.2 Recomendaciones.....	42

Lista de figuras

	Pág.
Figura 1-1 Ciclo moderno global del carbono.	18
Figura 3-1 Mapa General de clasificación climática Caldas Lang.	28
Figura 3-2 Extensión del clima cálido seco en el Departamento del Magdalena.	29
Figura 3-3 Mapa General de Geomorfología en clima cálido seco.	30
Figura 2-1 Mapa de localización del área de estudio CDAF.	31
Figura 3-4 Matrices de correlación de Pearson y Sperman de los datos heredados (2008)	24
Figura 3-5 Distribución de texturas del suelo.	25
Figura 3-7 Matrices de correlación entre las variables CO, Ar y <i>da</i> en la profundidad de 30	
Figura 3-8 Matrices de correlación entre las variables CO y <i>da</i> en las tres profundidades de 0-5, 10-15 y 20-25 cm.	30
Figura 3-10 Distribución espacial stock de COS 2008 y 2019.	32
Figura 3-11 Mapa de cambios del SCOS entre los años 2008 y 2019.	37
Figura 3-12 Distribución vertical del carbono orgánico del suelo y la densidad aparente incluidos en la base de datos de los 50 puntos. La línea marca la mediana, y el área delimita los percentiles 25 y 75.	39

Lista de tablas

	Pág.
Tabla 1-1. Clasificación de acuerdo con el IGAC	20
Tabla 3-1 Resumen estadístico de las variables seleccionadas del conjunto de datos heredados (2008).....	23
Tabla 3-2 Índice de Moran para las variables del suelo antes del proceso de modelado.	26
Tabla 3-3 Índice de Moran para la variable empleada en el modelo de regresión espacial.....	27
Tabla 3-4 Criterio de información de Akaike para los modelos empleados	27
Tabla 3-5 Modelo espacial del error (SEM).....	27
Tabla 3-6 Modelo espacial del error (SEM).....	28
Tabla 3-7 Resumen estadístico muestreo de suelos año 2019.....	29

Introducción

La relación existente entre la ciencia del suelo y el logro de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) fue discutida ampliamente por Bouma (2014), quien plantea la necesidad de estudiar el suelo con un enfoque ecosistémico de manera estratégica que permita ligar sus funciones con los servicios ecosistémicos, de tal forma se puede evidenciar su contribución al alcance de los ODS. El suelo es un sistema complejo con múltiples funciones y que presta diferentes servicios ecosistémicos. En este marco, el Carbono Orgánico del Suelo (COS) es esencial, ya que interviene en la dinámica biogeoquímica de varios nutrientes, la regulación hídrica y en la actividad biológica del suelo. Además, determina diferentes propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Lal, 2008) y es reconocido como un indicador de su calidad (Eyherabide et al., 2014).

Entre los numerosos estudios entorno del COS, la comunidad científica reconoce que la disminución del stock de COS sería uno de los indicadores universales significativos para evaluar la degradación de la tierra y el suelo. A pesar de ello, las evidencias cuantitativas son escasas, los datos del suelo y de los sistemas de monitoreo, incluido el cálculo del stock de COS no están disponibles en varias regiones y países. En Colombia, hace apenas una década que los datos generados por el Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC) están disponibles en bases de datos para desarrollar la cuantificación del stock de COS a escala Global (FAO, 2015).

El stock de COS es un indicador importante para estimar la degradación del suelo, por lo cual es prioritario realizar investigaciones, acceder a los datos tradicionales y a aquellos provenientes de análisis más robustos que incluyen información de covariables provistas por sensores remotos, diseñar sistemas de monitoreo, validar y aplicar técnicas de muestreo en campo que reduzcan su costo, coleccionar nuevos datos en campo y acudir a métodos de laboratorio más baratos, rápidos y confiables. Esto se evidencia con lo planteado por la agenda global, en donde se resalta la urgencia de contar con datos confiables y actualizados de COS (Vermeulen et al., 2019), la necesidad de evaluar

características que evidencien la capacidad del suelo para proveer servicios ecosistémicos (Williams et al., 2020) y orientar las políticas tendientes a conservar el suelo (Chenu et al., 2019). Para avanzar en el alcance de este objetivo global, hoy es necesario recurrir a bases de datos heredados y a la colección de nuevos datos para esas ubicaciones, las cuales son escasas o inexistentes, pero necesarias para explicar los cambios ocurridos con el tenor y el stock de COS, esta necesidad es mayor en áreas que cuentan con pocos estudios como aquellas ubicadas en ambientes subhúmedos, secos y áridos.

Acorde con lo expuesto, este trabajo tiene como objetivo general estimar el cambio en el stock de carbono orgánico de un suelo de la región subhúmeda de Colombia, para lo cual se establecieron tres objetivos específicos 1) seleccionar y establecer la línea base para monitorear el stock de carbono orgánico del suelo en ambientes subhúmedos del departamento del Magdalena, 2) determinar el sistema de muestreo para el monitoreo del carbono orgánico del suelo en el área de estudio seleccionada, y 3) estimar la distribución espacial superficial del stock de COS del suelo para el periodo 2008 y 2019.

Los capítulos que se desarrollan a continuación contienen el marco conceptual y la revisión bibliografía actualizada que permitieron abordar y desarrollar los objetivos propuestos. Posteriormente se detalla la propuesta y aplicación de identificar el diseño de muestreo que permitió monitorear el stock de carbono para el año 2019 en la región seleccionada y el análisis de los resultados obtenidos.

1. Marco conceptual

1.1 Carbono orgánico del suelo (COS)

El suelo, es definido como un sistema complejo, abierto, transformador de energía y se caracteriza por su alta heterogeneidad. Edafólogos y pedólogos adoptan para su estudio la definición del Soil Survey Staff “... *El suelo es un cuerpo natural que comprende a sólidos (minerales y materia orgánica), líquidos y gases que ocurren en la superficie de las tierras, que ocupa un espacio, y que se caracteriza por: horizontes o capas que se distinguen del material inicial como resultado de adiciones, pérdidas, transferencias y transformaciones de energía y materia o por la habilidad de soportar plantas en un ambiente natural*” (USDA, 2017). Este estudio se acoge a esta definición y la amplía con la propuesta de Bouma (2014), quien determina que el estudio del suelo debe enfocarse al análisis en su ambiente como un sistema complejo con múltiples funciones y que presta servicios ecosistémicos.

Cuando se refiere a la fase sólida del suelo mineral, se entiende que ésta es su esqueleto o matriz y ocupa aproximadamente el 45% de su volumen. La matriz de suelo está constituida por partículas minerales provenientes de la descomposición de las rocas (entre el 90 y el 99%) y por materia orgánica (entre un 1 y 5%). El 50% restante está conformado por un 15-35% son poros ocupados con agua y el resto de aire.

Es esencial aclarar qué, el carbono (C) del suelo consta de C orgánico (COS) y C inorgánico (CIS). El primero, corresponde al C de la materia orgánica del suelo (MOS), un depósito heterogéneo, que incluye residuos de basura, raíces y fauna del suelo (viva y muerta), biomasa microbiana y los productos de su descomposición y sustancias húmicas, entre otros. El segundo, hace alusión al C inorgánico litogenético, en el que dominan los minerales carbonatados, heredados del material parental o que se han formado por neosíntesis (minerales secundarios) resultantes de los procesos pedogenéticos, más

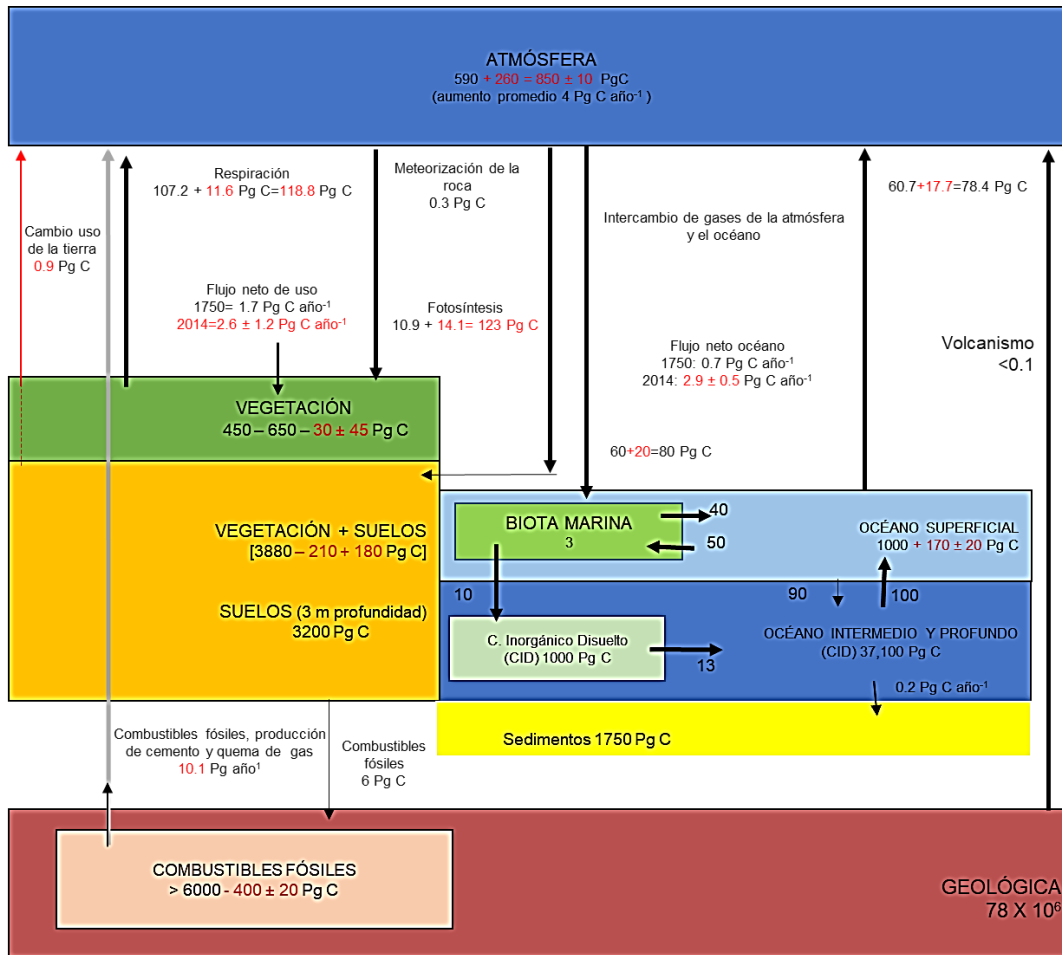
frecuentes en ambientes subhúmedos, secos y áridos (Lal et al., 2015; Zamanian et al., 2016).

1.2 Stock de carbono orgánico del suelo

En general, los estudios de stock de C utilizan la definición estándar de COS: “*carbono orgánico presente en la fracción del suelo que pasa a través del tamiz de 2 mm*” (Whitehead et al., 2012). El stock global de COS de las tierras libres de hielo se estima entre 1325-1500 Pg (1 Pg = 1×10^{15} g) de C en los 100 cm superficiales, 2300 Pg de C en los 300 cm y 3000 Pg C en todo el perfil del suelo. Hasta 716 Pg de COS se pueden almacenar a 1 m de profundidad en tierras de cultivo, pastizales/arbustos en zonas templadas y pastizales/sabanas en zonas tropicales. Específicamente, el primer metro del suelo almacena 3 a 4 veces más CO que toda la vegetación terrestre. Entre 1408-1548 Pg de CO (N. Batjes, 2016; Carré et al., 2010; FAO, 2017; Hiederer & Köchy, 2011; Jobbágy & Jackson, 2000; Zamanian et al., 2016) y entre 684-1199 Pg en los 30 centímetros superficiales (N. H. Batjes, 1996; Lal, 2009; Pellat et al., 2016; Stockmann et al., 2013). Sin embargo, estos depósitos pueden disminuir por la actividad antrópica (Figura 1-1). Los números en negro se refieren a los procesos naturales (antes de 1750) en tanto que los números en rojo muestran los cambios estimados para 2014, expresados en Pg de carbono. Las flechas negras indican flujos de C en Pg C año⁻¹.

Los almacenamientos de C en el suelo son variables, dependiendo del modelo utilizado para su representación, de la calidad y cantidad de los datos utilizados para los cálculos del stock de carbono, de la escala de representación y de la incertidumbre de derivada de los datos y del modelo. En este sentido, las valoraciones resultado de los inventarios terrestres globales de C exhiben una incertidumbre alta, atribuida a la escasez de estudios y a la falta de evaluaciones fidedignas de las reservas de COS en el permafrost, las turberas y los horizontes del subsuelo.

Figura 1-1 Ciclo moderno global del carbono.



Adaptado de Ussiri & Lal, (2017).

En el suelo se reconocen tres reservorios de CO ligados a tiempo de residencia o permanencia en el suelo (O'Rourke et al., 2015). El C lábil incluye el CO fresco y por lo tanto más fácilmente oxidable mediante procesos de mineralización (Nieder & Benbi, 2008), su permanencia en el suelo va de semanas hasta 10 años según Jha et al (2012) y es una fracción que puede ser alterada por las actividades antrópicas (Wu et al., 2011). El C intermedio, asociado al CO inmovilizado por los microorganismos, está parcialmente estabilizado en la superficie de los minerales e intra-agregados por procesos de acomplejamiento, floculación, condensación, adsorción y desorción. En este reservorio en el cual la formación de humus favorece la estabilidad de los macroagregados y tiene un tiempo de rotación de 10 a 100 años (Jha et al., 2012; Whitbread, 1995; Ziegler et al., 2013). Finalmente, el C estable, definido como el reservorio recalcitrante, en donde el CO

se estabiliza mediante la encapsulación dentro de los microagregados y adherido a las partículas finas (arcilla y limo), actúan como unidades de construcción asociaciones organominerales con óxidos, hidróxidos y oxihidróxidos de hierro, manganeso, aluminio, silicio, sulfatos, carbonatos (Gougoulias et al., 2014) y alófanas. Su tiempo de rotación oscila entre 100 a más de 1000 años (FAO, 2017; Totsche et al., 2018).

Los tiempos de residencia se deben explicar en condiciones aeróbicas y anaeróbicas, dado que la dinámica del CO que ingresa al suelo es diferente dependiendo del proceso que ocurra. Por ejemplo, en condiciones aeróbicas una parte importante del CO lábil se mineraliza (55 Pg C año^{-1} a nivel global) y la otra fracción se acumula como humus estable ($0.4 \text{ Pg C año}^{-1}$) (Lal, 2009), mientras en el ambiente anaeróbico, se limita la producción de COS.

Por otra parte, la cantidad de C almacenado en el suelo está relacionada con los factores formadores y con la intensidad y duración de los procesos pedogenéticos. Se destacan como principales controles de las reservas de C en el suelo el clima, la geología y las prácticas de manejo del suelo. De manera similar la reserva de COS es espacial y temporalmente variable y está relacionado con las propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo (Martínez et al., 2008; Sánchez et al., 2012) y con los procesos específicos de formación (littering, pedoturbación, melanización, humificación, paludización, mineralización, podzolización, andolización y carbonatación) los cuales dejan rasgos morfogénicos, características morfológicas o diferenciantes usadas para clasificar el suelo en las diferentes categorías de los sistemas taxonómicos como el de la USDA (2014) y el de WRB (2014). El almacenamiento de COS es un proceso dinámico y asociado a la cantidad y calidad de los residuos orgánicos (vegetales y exudados) (Masunga et al., 2016) que entran al suelo, la dinámica está regida por dos fases paralelas que determinan la liberación de CO_2 (mineralización) y la acumulación de COS (humificación). La velocidad a la cual el CO se mineraliza en CO_2 depende fundamentalmente de las interacciones entre la pedomatriz (Zhang, et al., 2017) y la fauna del suelo. Los microorganismos edáficos cumplen un rol importante por la descomposición y fijación. Por tanto, la reserva de COS está determinada por la interacción de factores bióticos y abióticos que favorecen la protección físico-química del CO en los agregados, en la estructura de los organismos o asociado fuertemente a las partículas minerales (arcillas, complejos, quelatos) dentro del suelo (Schmidt et al., 2011). También se ha descrito el papel que juegan los microorganismos en la protección bioquímica.

El COS como componente principal de la MO, es un generador de energía para los microorganismos y es parte del ciclo natural del C. Su comportamiento no es estático y es esencial en las diversas funciones y servicios ecosistémicos que presta el suelo, que puede estar constantemente influenciadas por los cambios en la cobertura vegetal y en el manejo del suelo. Por lo tanto, es crucial tener conocimiento de las reservas actuales de COS se debe recurrir a métodos cuantitativos que permitan medir y evaluar el contenido de CO. Además, por medio de metodologías rentables, precisas y rápidas para monitorear el COS en forma continua.

1.3 Carbono orgánico del suelo en zonas subhúmedas

Las tierras secas cubren aproximadamente el 47% de la superficie terrestre (FAO, 2007; Plaza-Bonilla et al., 2015) son zonas donde se presenta el déficit de precipitaciones y altas temperaturas. En el mundo las tierras secas se encuentran en Asia y África donde ocupan el 31% del territorio. En América el 19% y en Australia el 2% del área (Právělie, 2016). En Colombia las zonas secas representan el 21,5% (245,342 km²) de la extensión del territorio (1,141,748 km²) (Ministerio de Ambiente, 2005). No obstante, existe una tendencia a su aumento, inducida principalmente por las actividades antrópicas o por el cambio climático, lo cual podría contribuir al incremento de la desertificación en los suelos.

En Colombia el clima se ha definido con base en diferentes clasificaciones, entre las que sobre sale la clasificación de Caldas – Lang utiliza como variables de entrada la precipitación media anual, expresada en milímetros, y la temperatura media anual en °C que se relacionan mediante el cociente entre la P/T, llamado Factor de Lang, el cual describe las condiciones de humedad. De acuerdo con este factor se obtienen 6 categorías de clima que se presenta en la **Tabla 1-1**) de acuerdo con el IGAC (2015).

Tabla 1-1. Clasificación de acuerdo con el IGAC

FACTOR HUMEDAD	FACTOR DE LANG (P/T)
Desértico	0 - 20
Árido	20,1 – 40,0
Semiárido	40,1 – 60,1
Semihúmedo	60,1 - 100
Húmedo	100 – 160
Superhúmedo	>160

El piso térmico predominante en el país es el cálido a diferentes grados de humedad. El desértico se encuentra confinado a la alta Guajira; el árido y semiárido corresponde a la mayor parte de la franja litoral, Magdalena y norte de Bolívar, Sucre y Córdoba. Los climas templados ocupan las laderas de las tres cordilleras hasta una elevación de 1800 a 1900 msnm. Los climas más secos de este cinturón climático se ubican en las laderas del Valle del Cauca y sectores de los Santanderes, en tanto que los climas fríos ocupan los niveles superiores a los 2000 msnm en las tres cordilleras y la Sierra Nevada de Santa Marta. De manera similar al emplear la clasificación de Köppen, se identifica que Colombia cuenta con climas secos que corresponden al tipo B, en donde se emplea como principal factor que controla la vegetación la sequedad y no la temperatura, por lo que la aridez no solamente se relaciona con las precipitaciones, sino también con las pérdidas de agua del suelo por evaporación. Estos climas se dividen en climas áridos (Bw) y climas semiáridos (Bs), y se utiliza una tercera letra para indicar si es un clima cálido (h) o frío (k). Seco árido muy caliente (desértico) - Bw. Alta Guajira. Seco semiárido muy caliente (estepario) - Bs. Media y baja Guajira y sectores del litoral Caribe.

La clasificación climática de Thornthwaite empleada en Colombia, determina el estado promedio de la humedad en el suelo, basado en la evaluación de indicadores de excesos y deficiencias hídricas, que permiten calcular el balance hídrico del suelo. La clasificación original fue desarrollada básicamente para condiciones de latitudes medias y tiene algunas limitaciones al ser aplicada en condiciones del trópico, especialmente por la escasa variabilidad estacional de la evapotranspiración potencial (ETP). La clasificación completa, consta de cuatro índices: el índice de humedad, su variación estacional, la eficacia térmica y la concentración estival. Según el índice de humedad de Thornthwaite, en el país se cuenta con los tipos de humedad C1 y C2 los cuales corresponden al clima subhúmedo seco y subhúmedo húmedo, distribuido en importantes zonas agrícolas de las regiones Andina y Caribe. Entre estas se encuentran algunos sectores del altiplano cundiboyacense, y de los valles del alto Magdalena y Cauca, cuencas de los ríos Chicamocha y Zulia y sectores del centro de la región Caribe. Los climas D y E (semiáridos y áridos), en la alta y media Guajira y sectores del centro del litoral Caribe. Así, los climas cálidos ocupan cerca del 84% del territorio, en tanto que las condiciones muy húmedas y pluviales corresponden a un 56%, las húmedas al 30% y las secas se extienden en el 14% restante. La Región Caribe concentra la mayor extensión de suelos con régimen de

humedad ústico, correlacionado con el clima ambiental cálido semiárido y cálido seco, en el 46% del territorio y en el extremo norte (15%) el régimen de humedad es aridico. (IGAC, 2015). No obstante, las áreas se incrementan debido a diferentes acciones antrópicas, como se mencionó con anterioridad.

De acuerdo con el Atlas Mundial de Desertificación (UNEP, 1992), las tierras áridas se caracterizan por una relación entre la precipitación anual promedio (P) respecto a la ETP menor de 0,65. Este índice de Aridez IA = P/ETP, es utilizado por el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) para agrupar en tierras hiperáridas (IA <0,05), áridas (0,05 ≤ IA <0,20), semiáridas (0,2 ≤ IA <0,5) y subhúmedas (0,50 ≤ IA <0,65) (Plaza et al., 2018). El balance negativo entre P/ETP resulta en períodos de estrés para el crecimiento de los cultivos que impiden el crecimiento y desarrollo. En ese contexto las mediciones de stock de COS en las tierras áridas pueden incluir zonas áridas, semiáridas y subhúmedas. Sin embargo como se mencionó con antelación el COS las regiones áridas, también puede ser explicado atendiendo a los modelos de factores formadores propuestos por Dokuchaev (1840), Hans Jeny (1941) y más recientemente McBratney (2006). De acuerdo con este último autor, se puede estimar el stock COS, resultante de la interacción descrita por la Ecuación (1-1).

$$COS = f(s, c, o, r, p, a, n) \quad (1-1)$$

Donde, COS: carbono orgánico del suelo; s: tipo de suelo, características, datos; c: clima; o: organismos, cubiertas vegetales o cultivos; r: relieve; p: material parental; a: tiempo.

De esta manera, el clima es el factor determinante que impulsa el almacenamiento de COS en zonas secas subhúmedas (Xu et al., 2018; Yu et al., 2020). Las precipitaciones menores a 500 mm e incluso por debajo de 200 mm, de corta duración e intensidad, se constituyen en limitantes para la producción de vegetación, lo que conlleva a un bajo aporte y acumulación de biomasa y así, la producción primaria de COS es baja. Además, la intensidad de la lluvia en aguaceros cortos favorece la pérdida del COS por procesos de erosión y escorrentía. Además, altas temperaturas y ausencia de sombra afectan la reserva de CO y la distribución de las comunidades microbianas, lo cual incrementa la velocidad de los procesos de descomposición y mineralización en el suelo.

Los suelos en los ecosistemas áridos generalmente pertenecen a los órdenes Aridisoles, Entisoles, Alfisoles y Vertisoles (Lal, 2004) y se caracterizan por un bajo a moderado grado

de desarrollo pedogenético del perfil del suelo, esto se hace evidente en horizontes superficiales claros (Galvez, 2010), más o menos espesos y dependiendo del material de origen la textura esta entre arenosa a franca y con fertilidad y contenido de COS bajo. En estas condiciones secas, los suelos más evolucionados pueden acumular sales y presentar horizontes cementados lo que impide la exploración y profundización de las raíces. La mayoría de estos suelos se desarrollan en ecosistemas de desiertos, praderas, matorrales y bosques secos (Safriel & Zafar, 2005). Lo anterior determina que el stock de COS es específico del tipo de suelo y refleja el equilibrio a largo plazo entre los aportes de MO de la vegetación y las pérdidas debido a la descomposición y la erosión.

1.4 Monitoreo del stock de carbono orgánico del suelo

El monitoreo de COS consiste en la medición directa del contenido de CO del perfil del suelo dos o más periodos de tiempo. A partir de esto, se determina su dinámica en términos de aumentos o disminuciones en el tenor del mismo, las cuales se efectúan en el mismo lugar y pueden ser explicadas en función del uso o del manejo del suelo (Ellili et al., 2019). Algunos autores resaltan la importancia del muestreo periódico de CO en el suelo como indicador de cambio relevante para evaluar las reservas de COS. Sin embargo, esto puede constituir en un reto, dada la baja velocidad que caracterizan los procesos de acumulación y en general, las variaciones en stock de CO en el suelo (Jandl et al., 2014). No obstante, el conocimiento de los cambios asociados a las fracciones de almacenamiento del COS posibilita el desarrollo de estrategias de manejo particularmente en ambientes frágiles tales como zonas subhúmedas, secas y áridas del mundo.

Para establecer los cambios en el stock de COS, es necesario contar con información asociada a las características de la zona de estudio. Estas contribuyen al proceso de muestreo y consideran aspectos claves como el tipo de diseño, el número de muestras a tomar, su distribución espacial y desde luego, la escala de trabajo. Lo anterior, garantiza que las mediciones reflejen la realidad de los cambios que se pretende estimar, siendo el monitoreo de COS uno de los desafíos planteados para mitigar el cambio climático y sus efectos ambientales. Batjes & Wesemael (2014), señalan que las mediciones de COS deben tener un seguimiento continuo, más o menos de 5 años. Otros autores como Nerget et al., (2016) reportan intervalos 6 a 10 años. En tanto la FAO (2017), considera que deberían estar en el rango de 10 años. Posiblemente el tiempo está relacionado a la baja tasa de cambio del COS en relación con otras propiedades del suelo.

En la actualidad es posible acceder a las estimaciones de COS por país, como las construidas de manera participativa mediante Mapeo Digital de Suelos, las cuales ayudan a entender la dinámica del COS. De este modo se generó la línea de base para el Mapa mundial de COS de la Asociación Mundial de Suelos (GSOCmap-GSP¹) y el de Latinoamérica (Guevara et al., 2018). Este enfoque está basado en el análisis de datos producidos por otros (datos heredados). Aunque los patrones de COS a escala de país tienen una precisión relativamente alta (Krol, 2008; McBratney et al., 2014) los modelos pueden aumentar la incertidumbre cuando la evaluación se utiliza múltiples predictores (Keskin & Grunwald, 2018; Shi et al., 2018).

Como lo afirma Keskin & Grunwald (2018) y Shi et al.(2018) no existe una fórmula que pueda aplicarse de manera generalizada para estimar el stock de COS en todas las regiones y condiciones ambientales del mundo, ya que estas son muy contrastantes. El uso de algoritmos de clasificación y predicción, permiten que los científicos intenten explicar la incertidumbre de las estimaciones globales de COS, acudiendo a técnicas de aprendizaje de máquina, sistemas aleatorios, regresión de mínimos cuadrados y diversas interpolaciones para representar la distribución del stock de COS. Sin embargo, el monitoreo del stock de COS va más allá, no basta utilizar modelos y covariables de diversas fuentes y formatos, es necesario incorporar nuevas muestras y mediciones de laboratorio en el tiempo. Las colecciones de nuevas muestras de suelo en las mismas ubicaciones suelen ser escasas e indispensables para determinar los cambios en el tiempo (Odeh et al., 1995). Así, el proceso de monitoreo requiere la adquisición de muchos pares nuevos de muestras y su colecta en campo es dispendiosa. Adicionalmente, los análisis de laboratorio son costosos y son pocas las políticas y los recursos para llevar a cabo el monitoreo de manera exitosa.

Lo expuesto con anterioridad, determina la importancia de disponer y acceder libremente a por lo menos un set de datos heredados para monitorear los cambios del COS (Boubehziz et al., 2020; Chen et al., 2019; Francaviglia et al., 2012). Este puede ser empleado como línea base y será el punto de partida para la toma de nuevos datos en el tiempo, que permitan efectuar las comparaciones. Autores como Biswas & Zhang (2018); Kohl et al.,(2011); Lark, (2009); Parras-Alcántara et al., (2015) y Wadoux & Brus, (2021)

¹ El mapa de GSOCmap-GSP se encuentra en <http://54.229.242.119/GSOCmap/>

proponen estrategias para seleccionar el tamaño de la muestra y de esta forma detectar cambios en el COS ocurridos en una región (Bellamy et al., 2005; C. Zhang & McGrath, 2004). Por ejemplo, la Unión Europea ha constituido redes de monitoreo de suelos para la colección periódica de muestras edáficas (Ballabio et al., 2014; Lugato et al., 2014). Estas técnicas, buscan que los nuevos muestreos se minimicen y disminuyan costos, pero que sean suficientes para garantizar estimaciones confiables.

A partir de esta revisión se determina que en las regiones agrícolas con sequías prolongadas, áreas subhúmedas y áridas la conservación del suelo y la determinación del stock de COS es prioritaria, en aquellas zonas donde el aumento del riesgo a la desertificación es evidente (Plaza et al., 2018). En las últimas décadas y gracias al acuerdo firmado por los países para alcanzar los ODS, se ha registrado un aumento en las mediciones asociadas modelado espacial del COS utilizando bases de datos (Schillaci et al., 2021) y mapeo digital de suelos (Malone et al., 2017).

1.5 Métodos de cuantificación del COS

Existen diversos métodos para cuantificar el COS y los más empleados son aquellos que se llevan a cabo en laboratorio. Entre estos sobresalen: a) el método de Walkley & Black (1934) o de combustión húmeda, en el cual se genera una reacción oxidativa parcial del C en la cual intervienen el dicromato de potasio y el ácido sulfúrico como agentes principales (Bianchi et al., 2008; Wang et al., 2012); b) pérdida por calcinación o ignición, en la cual se estima el Carbono Orgánico Total (COT) a partir de la pérdida de peso de la muestra por acción de la temperatura superior a los 500°C, atribuida a la presencia de CO (Abella & Zimmer, 2007; Escosteguy et al., 2007; Rather, 1918) y c) el método de combustión Dumas, en el cual la muestra es sometida a temperaturas superiores a los 900 °C y permite cuantificar el COT durante el proceso de oxidación completa, sin embargo requiere de equipo automatizado conocido como Analizador elemental (Bremner & Tabatabai, 1970, 1971; FAO, 2017). Otras técnicas que han revolucionado el estudio de las propiedades edáficas con menor impacto ambiental incluyen la espectroscopia de reflectancia del infrarrojo cercano y visible. Estas permiten cuantificar las propiedades del suelo basándose en modelos de calibración, las cuales se pueden aplicar para predecir las mismas propiedades en nuevas muestras a partir de sus espectros, incluyendo la concentración de COS (Nocita et al., 2015; Stenberg et al., 2010; Viscarra Rossel et al., 2006).

Sin embargo, para realizar el monitoreo es necesario emplear el mismo método de los datos heredados, para que las comparaciones con los nuevos datos, para evitar información sesgada.

2. Materiales y métodos

2.1 Fuentes de datos y selección de línea base

Se realizó una revisión de los datos cartográficos de suelos del Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC, 2009) y de las publicaciones de suelos de esta institución para determinar la extensión de las áreas de Colombia con régimen de humedad arídico y subgrupos Aridic con énfasis en los suelos ubicados en la región Caribe.

Se busco información de acuerdo con la zonificación climática reciente determinada mediante el Índice de Humedad de Caldas Lang para Colombia, se evidenció que el 47% del territorio nacional corresponde al clima cálido húmedo (IGAC, 2015). Aunque el cálido seco se presenta en menor proporción (34.96% del territorio) abarcando los climas, desértico (0.80%), árido (1.31%), semiárido (6.79%) y semihúmedo (25.96%), es necesario considerar que esta zona podría estar en aumento gracias a los efectos del cambio climático y que la exactitud de estas cifras está condicionada por la información climática disponible en el país.

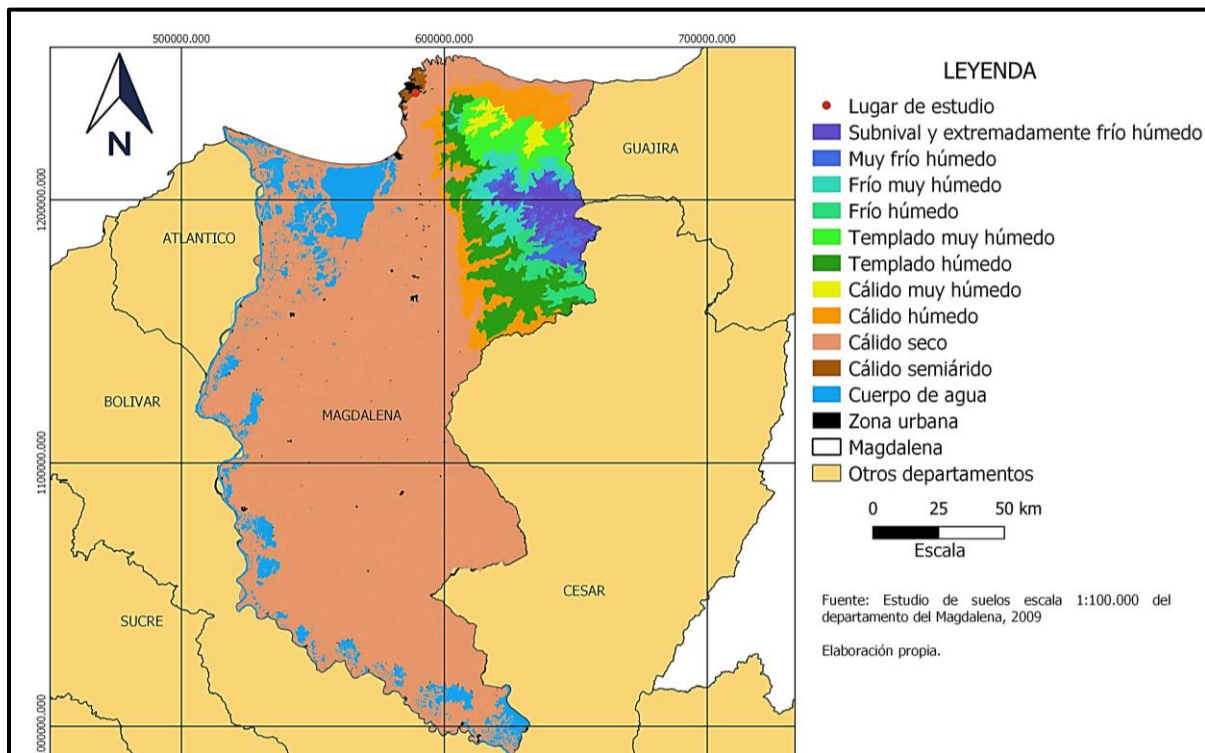
Las tierras subhúmedas están ubicadas geográficamente en climas secos de los valles interandinos y de la planicie de inundación del Magdalena, en el sector noroeste de la Orinoquia, en el Cañón del Chicamocha, Boyacá y Huila, pero la mayor extensión se concentra en la Costa Caribe en los departamentos de Guajira, Cesar y Magdalena.

Posteriormente se revisaron los estudios por departamentos la escala general 1:100.000 permitió seleccionar el departamento del Magdalena como área específica de trabajo, debido a su extensión e importancia agrícola. Se analizaron los datos de los polígonos derivados del estudio general de suelos y zonificación de este departamento. Mediante clasificación SIG se derivó un mapa de clima y un mapa de geoformas a nivel de tipo de relieve, y de las descripciones de los perfiles modales se tomó la información

correspondiente a densidad aparente, porcentaje de carbono orgánico de los 30 cm superficiales y textura.

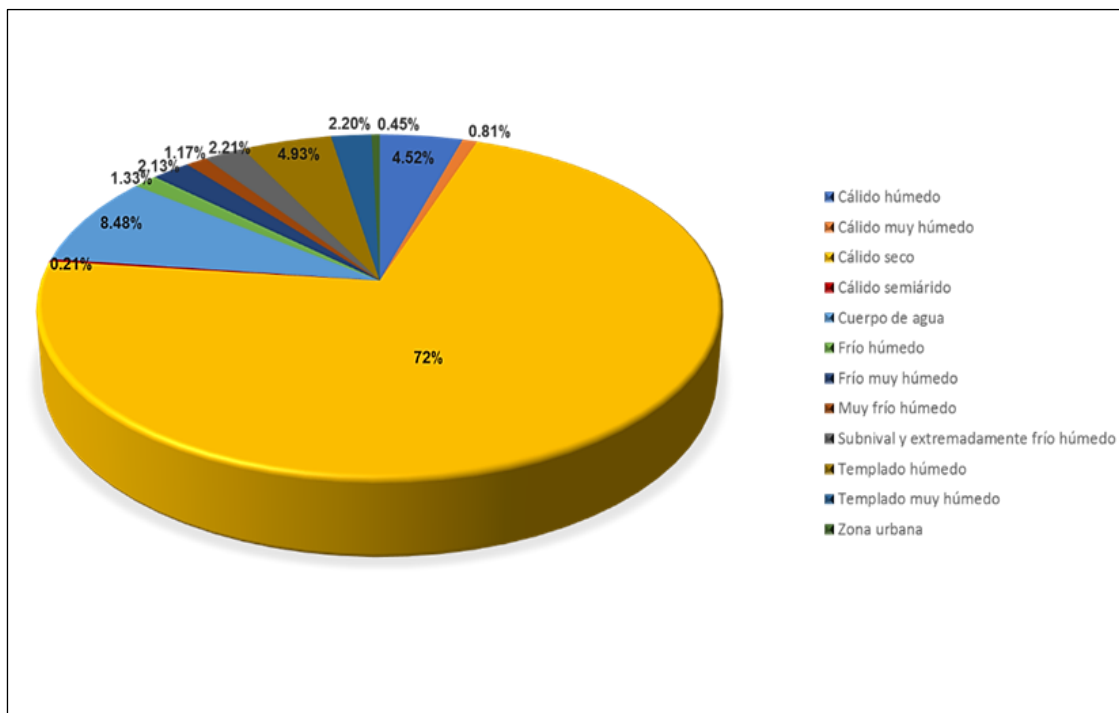
Los resultados muestran que en el departamento del Magdalena los suelos han evolucionado en ambientes intempéricos con climas que van desde el subnival, extremadamente frío y muy frío húmedo, frío húmedo, medio muy húmedo, medio húmedo, cálido muy húmedo, cálido húmedo, cálido semiárido hasta cálido seco, este último ocupa la mayor extensión equivalente al 72% (1669536 ha) de las 2318800 ha del departamento y 1,17% en cálido semiárido tal como lo muestran la **Figura 2-1**.

Figura 2-1 Mapa General de clasificación climática Caldas Lang.



Fuente: Derivado del IGAC, (2009).

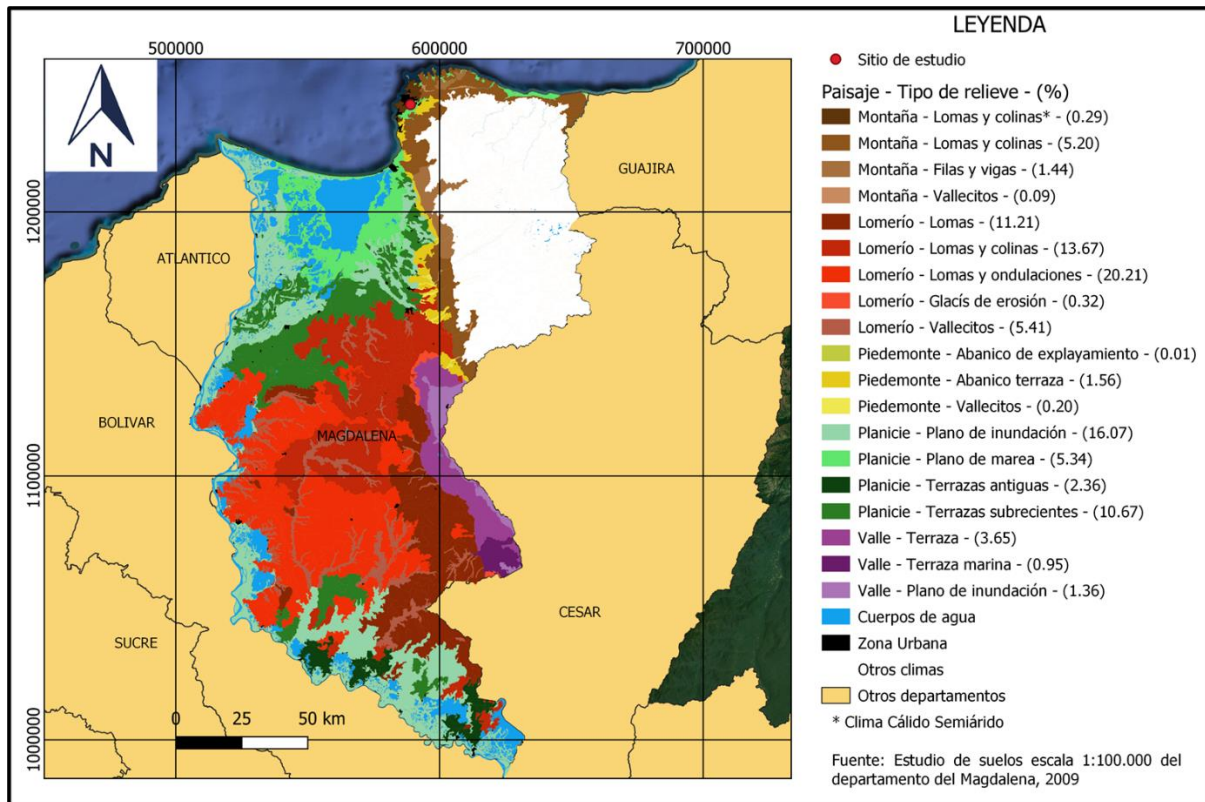
Figura 2-2 Extensión del clima cálido seco en el Departamento del Magdalena.



Fuente: Derivado del IGAC, (2009).

Por lo tanto, verificada la clasificación climática (cálido seco) en la región, se extrajo la información correspondiente de las geformas a nivel de paisajes y tipo de relieve (**Figura 2-3**), identificando que el paisaje de planicie corresponde el 34,45% con sus respectivos tipos de relieve.

Figura 2-3 Mapa General de Geomorfología en clima cálido seco.



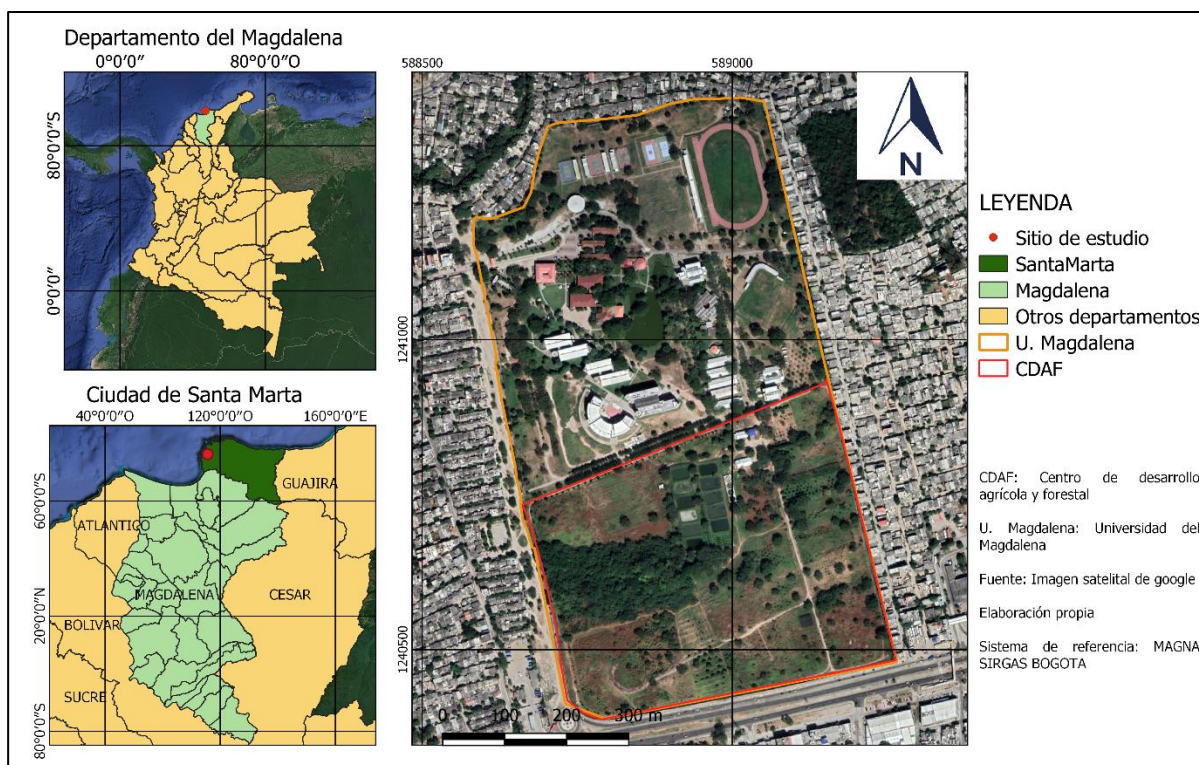
Fuente: Derivado del IGAC,(2009).

Después de seleccionado el departamento del Magdalena, se identificó el estudio “*Caracterización de la variabilidad espacial de las propiedades físicas y químicas en los suelos de la granja experimental de la Universidad del Magdalena*”, realizado en el CDAF publicado por Vásquez et al, (2010), como insumo principal para conformar la base de datos (datos heredados) y crear la línea base para la estimación del stock de COS. Esta base de datos constaba de 184 puntos los cuales fueron colectados en el año 2008 empleando un muestreo sistemático de malla regular (29 m x 29 m). Fueron caracterizados a nivel químico tales como el porcentaje de materia orgánica (MO), pH, capacidad de intercambio catiónico, elementos mayores y menores, y físico como la humedad, textura, densidad aparente y conductividad hidráulica. Determinados de acuerdo con los métodos analíticos del laboratorio de suelos (IGAC, 2006).

2.2 Localización del área de estudio

La investigación se realizó en el Centro de Desarrollo Agrícola y Forestal (CDAF) de la Universidad del Magdalena, ubicado a 15 m.s.n.m. en las coordenadas $74^{\circ}07' 0''$ y $74^{\circ}12' 0''$ W $11^{\circ}11' 0.9''$ y $11^{\circ}13' 29.6''$ N y $74^{\circ}11' 0''$ W en la ciudad de Santa Marta, departamento del Magdalena (**Figura 2-4**). El CDAF tiene una extensión de 24 hectáreas (ha), las cuales se encuentran distribuidas de la siguiente manera: 2,9042 ha de bosque seco tropical en recuperación, 12,72 ha en barbecho, 0,76 ha ocupadas por estanques artificiales con fines de investigación y producción de peces y 5,91 ha entre cultivos transitorios y perennes.

Figura 2-4 Mapa de localización del área de estudio CDAF.



La zona de estudio presenta condiciones áridas, con temperatura media anual (T) entre $27,0^{\circ}\text{C}$ y $28,9^{\circ}\text{C}$, precipitación promedio multianual aproximada de 608 mm. La distribución de las lluvias es unimodal entre abril y noviembre, con octubre como el mes más lluvioso del año (151 mm) y el periodo de enero a abril una época de transición de sequía bien definida. Esta zona presenta una marcada influencia de vientos alisios, con dirección predominante norte – noroeste (IGAC, 2009), además de contar con una

Evapotranspiración Potencial Anual (ETP) o Evapotranspiración de Referencia (ETo) que fluctúa entre 117 a 179 mm y humedad relativa entre el 65% y 80%.

Al analizar las características geomorfológicas del CDAF, se encontró que estos suelos están ubicados en un paisaje de planicie aluvial en el cual los materiales sedimentarios del cuaternario se han depositado. Esta zona cuenta con un límite muy marcado entre el macizo y la planicie, esta última dividida en terrazas recortadas por ríos, los cuales han dejado residuos discretos pero pedregosos, y en llanuras formadas por sedimentos fluvio-marinos de composición variada, similares a las localizadas entre los ríos Palomino y Buritaca (Malagon et al., 1995; Vasquez et al., 2010).

Con respecto al marco geológico y geomorfológico, los suelos del CDAF se han desarrollado en un plano de terraza a partir de depósitos aluviales del cuaternario, (INGEOMINAS, 1996), los cuales constituyen el material parental de los suelos clasificados en el orden Entisoles y suborden Psamments (Vasquez et al., 2010). A nivel morfológico estos suelos se caracterizan por ser poco evolucionados, con predominio de texturas gruesas, estructuras de tipo bloques subangulares en los epipedones y sin estructura en los endopedones. A nivel químico estos suelos tienen pH neutro a alcalino, altas concentraciones de Na, Ca, Mg, K, contenidos de CO bajos, dando como resultado fertilidad baja y con valores de capacidad de intercambio catiónico (CIC) entre 10-20 cmol⁺ kg⁻¹.

2.3 Diseño del sistema de muestreo para el monitoreo

Después del análisis exploratorio de los datos heredados, se corrió el modelo de regresión espacial del error y para las variables COS, densidad aparente y porcentaje de arcilla. Se exploró la dependencia espacial de las variables por medio del índice de Moran (1950), centrándose en los residuales de los modelos de regresión espacial utilizando las ecuaciones 2-1 y 2-2 (Arbia, 2014). Para ajustar el modelo se consideraron: el criterio de información de Akaike (AIC), la significancia estadística de los parámetros del modelo y el cumplimiento de los supuestos necesarios para su uso, permitiendo así la búsqueda del modelo que presentará el menor valor de AIC comparado entre los otros modelos y así seleccionar el modelo que menos información pierda.

$$y = \lambda W y + \varepsilon; \quad |\lambda| < 1 \quad (2-1)$$

$$y = \lambda Wy + X\beta + WX\beta + \varepsilon ; \quad |\lambda| < 1 \quad (2-2)$$

En la ecuación (2-1) λ corresponde al coeficiente autoregresivo, W representa la matriz de pesos, ε el vector residual. Luego se incorpora las variables explicativas con el modelo espacial del error en la ecuación (2-2) X representa las variables explicativas, $X\beta$ y $WX\beta$ los parámetros estimados y W como ε tienen las mismas características del modelo anterior.

Para determinar los puntos de muestreo para monitoreo del COS en el CDAF en el año 2019, se llevó a cabo un análisis de clúster empleando los valores absolutos de los residuales del modelo espacial y seleccionando como puntos de muestreo el grupo de residuales que pertenecían al clúster de mejor ajuste, es decir aquellos con promedio más bajo. Definir la nueva base de datos fue empleada para monitorear el COS, se realizó un segundo análisis exploratorio de estos datos, empleando el test Lilliefors. En este análisis se validó el cumplimiento de los requisitos de normalidad, para posteriormente extraer el CO y proceder a la estimación del stock de COS para el año 2019. El muestreo espacial secuencial, permite asegurar que la información auxiliar de las variables de suelo incluidas incide en la selección de puntos de muestreo sin afectar la representatividad por cobertura longitudinal y latitudinal. Además, permite disminuir el tamaño de muestra para el monitoreo de COS, preservando las propiedades deseables del modelo y desde luego sin perder la capacidad predictiva del mismo.

Para estimar el número de muestras nuevas requeridas para la comparación 11 años después (2019), se realizó un análisis exploratorio de los datos heredados en el software RStudio empleando estadística descriptiva y los análisis de correlación lineal de Pearson y Spearman. Esto permitió estudiar los patrones de interés, tales como, comportamiento distribucional de las variables, detección de atípicos, faltantes, desbalanceo y evidenciar las relaciones existentes entre los atributos del suelo.

2.4 Muestreo de los nuevos datos de COS

Una vez definido el número de muestras se realizó el trabajo de campo, el cual incluyó, un reconocimiento del área de estudio, la localización con GPS de los 50 puntos resultantes del análisis de modelamiento. Posteriormente la apertura de cajuelas de 30 X 30 X 30 cm, las cuales se estratificaron por capas de 0–5 cm, 10–15 cm y 20–25 cm para coleccionar una

muestra de cada capa, hasta obtener 150 muestras y adicional una muestra compuesta de 0 a 25 cm de cada cajuela. Es importante aclarar que para garantizar la comparación del stock de COS entre los datos heredados y los datos del muestreo de 2019 se utilizó la muestra compuesta (1 por cajuela).

De cada capa se tomaron muestras no disturbadas en cilindros de 2.5 cm de diámetro y 2.5 cm de altura para densidad aparente (*da*). También se realizó la descripción morfogenética de los horizontes de tres calicatas, con el objeto de verificar por comparación de rasgos la clasificación del suelo. La totalidad de las muestras se llevaron a los laboratorios de suelos de la Universidad del Magdalena y de la Universidad Nacional de Colombia Sede Bogotá para determinar textura por el método de Bouyoucos, pH, *da* y el porcentaje de CO (Walkley & Black, 1934), atendiendo a los protocolos metodológicos del IGAC de (2006).

El Stock de carbono orgánico del suelo (SCOS), fue calculado a partir de la fórmula descrita en la ecuación 2-1, la cual ha sido utilizada ampliamente por autores como Liu et al., (2018), Rodríguez et al.,(2016) y Vitharana (2019).

$$SCOS = \rho b * CO * T \quad (2-1)$$

donde, SCOS es el Stock de carbono del suelo en t ha⁻¹; pb es la densidad aparente(*da*) del suelo en g cm⁻³, CO es el porcentaje de carbono orgánico de la muestra determinado por Walkley & Black (1934) y T el espesor del intervalo de profundidad del suelo en metros. Aunque se estimó el stock de COS, no sé contó con información detallada de los usos y manejos durante los 11 años de la zona de estudio. Para la distribución espacial se empleó el método de interpolación Akima (Akima et al., 2020) para ajuste suave de los datos.

2.5 Distribución vertical del COS

Para evaluar la distribución vertical del COS a través de los 25 cm superficiales del suelo, se emplearon los valores de CO para las tres profundidades de cada muestra mediante la función "mpspline" del paquete "GSIF" y "Lattice". Se originó el modelo Spline para determinar el valor de CO de los lugares no muestreados en intervalos de profundidad de 1 cm hasta los 25 cm. En este caso se estableció el valor de lambda (λ) igual a 0.1 basándose en los trabajos desarrollados en COS por De Vos et al., (2015); Malone et al., (2017) y Premrov et al., (2017).

3. Resultados y discusión

3.1 Selección de la línea base para el monitoreo de COS

3.1.1 Análisis preliminar datos heredados año 2008

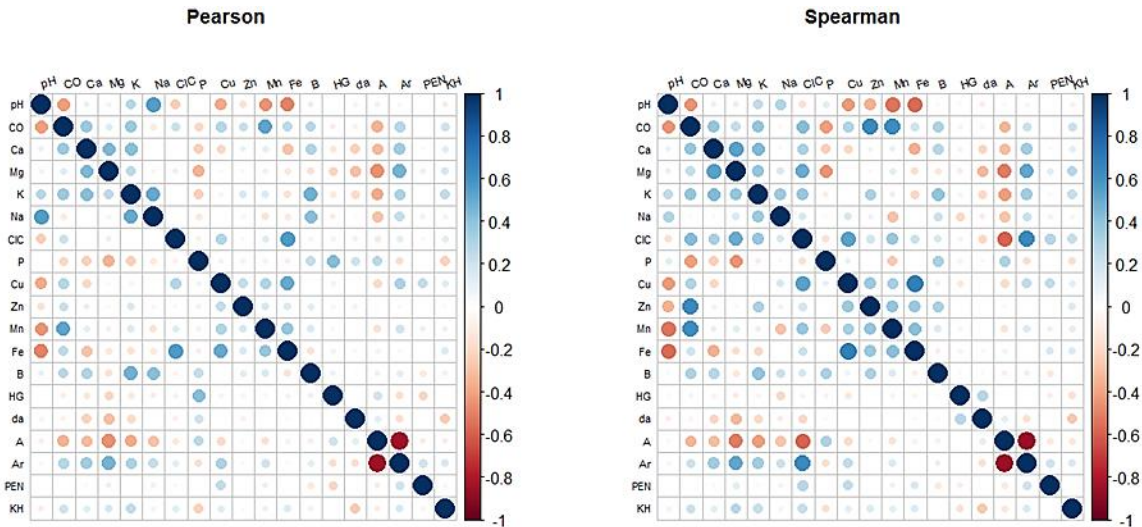
El análisis exploratorio de los datos heredados por Vásquez et al., (2010), con sus respectivos estadísticos descriptivos se muestra en la **Tabla 3-1** para la profundidad de 25 cm. Se permite identificar las relaciones entre las variables evaluadas en 2008 y la variable de respuesta CO mediante las matrices de correlación de Pearson y Spearman (

Figura 3-1). Las dos matrices mostraron correlación positiva entre CO y las variables Mn, Zn, K, Ca, Cu, B, CIC, Ar, Fe señaladas en orden decreciente. Esta correlación se podría atribuir a la naturaleza básica del material parental que ha sido heredada a la fracción de tierra fina del suelo y determina tanto su fertilidad actual como potencial.

Tabla 3-1 Resumen estadístico de las variables seleccionadas del conjunto de datos heredados (2008).

Estadística	CO	Ca	K	CIC	Cu	Mn	Fe	B	Ar
	[%]	[Cmol kg ⁻¹]	[Cmol kg ⁻¹]	[Cmol kg ⁻¹]	[Cmol kg ⁻¹]	[ppm]	[Cmol kg ⁻¹]	[ppm]	[%]
Media	1,79	11,37	0,89	11,42	2,03	30,55	20,01	0,70	23,66
Mediana	1,69	11,37	0,79	10,10	1,80	27,10	7,30	0,66	22,88
Desviación estándar	0,97	2,84	0,59	11,55	1,03	21,61	36,19	0,32	6,16
Mínimo	0,005	4,70	0,01	4,60	0,20	1,40	0,00	0,07	11,40
Máximo	4,28	18,20	3,42	159,0	6,00	153,3	274,0	2,45	42,55

Figura 3-1 Matrices de correlación de Pearson y Spearman de los datos heredados (2008)



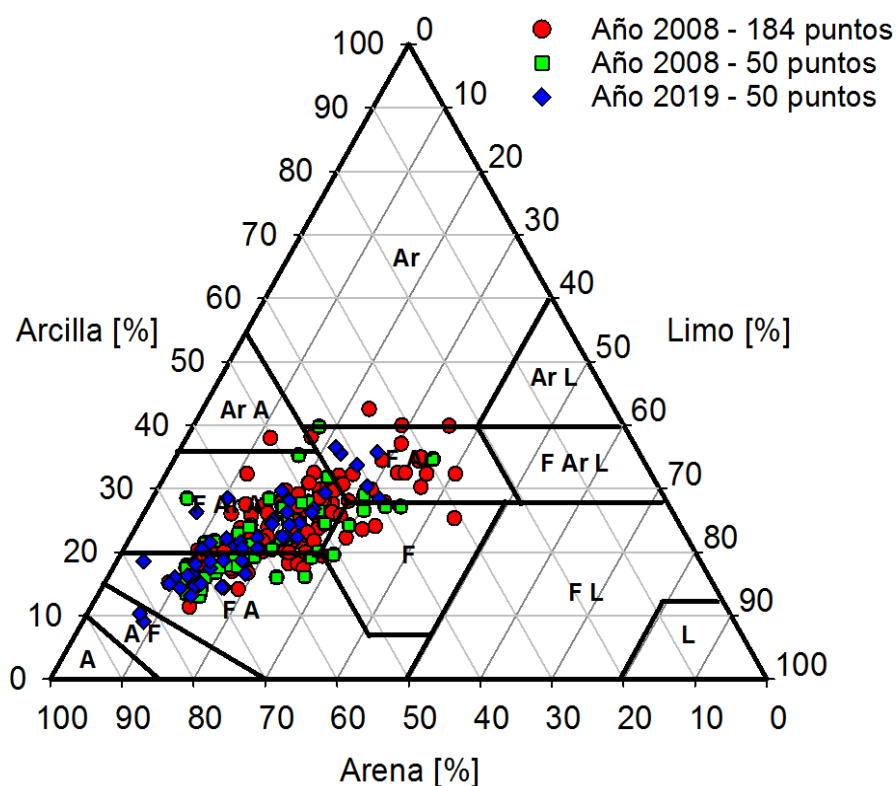
Con respecto a la densidad aparente (da) promedio cuyo valor fue $1,45 \text{ g cm}^{-3}$, los valores promedio de da para los puntos muestreados en el CDAF en 2008 oscilaron entre $1,20 - 1,80 \text{ g cm}^{-3}$, asociado a las condiciones de baja humedad propias de estos ambientes, el tipo de material parental, la clase de textura dominante (**Figura 3-2**) y el contenido de CO (valores entre 0,01 y 4,29 %). La da mostró una correlación negativa con el CO, lo cual concuerda con los resultados reportados por Flores-Sánchez et al, (2015) para suelo de orden aridisol en ambientes subhúmedos. Sin embargo, la estimación del stock de COS requiere la inclusión de la da , tal como lo señala la ecuación 1-1.

La clase textural que predomina en la zona de estudio es franco arcillo arenoso de 0-25 cm de profundidad, y comparada entre los 184, 50 puntos de muestreo de la base heredada año 2008 y el muestreo en el 2019 (**Figura 3-2**). Los valores promedio de Arcilla (Ar) fueron 23,66 %, y oscilaron entre el 11,40 - 42,55 % (**Tabla 3-1**). Algunos reportes determinan la importancia de la textura en relación con el tenor de COS, es decir el stock de COS disminuye progresivamente de texturas de FAr, FArA y FA (Mondal et al., 2017), por lo tanto, los suelos arenosos tienen menor stock de COS que los suelos arcillosos.

El tenor y el tipo de arcilla han mostrado tener una estrecha relación con la distribución y almacenamiento de COS (Ge et al., 2019), particularmente por la alta superficie específica de la fracción Ar y por los enlaces químicos que actúan como núcleo en la agregación de

las partículas (Johan Six & Paustian, 2014), permitiendo que se genere macro y microagregados en el suelo (Lavelle et al., 2020; Totsche et al., 2018). Es así como el CO puede estabilizarse física y químicamente contra los ataques microbianos y enzimáticos (mineralización) en sorción con las partículas de arcilla creando una unión órgano mineral (Han et al., 2016). Esta concentración de Ar podría asociarse a una mayor estabilización del COS, como lo reporta (Mondal et al., 2017) los suelos con más COS están relacionados con mayor porcentaje de arcilla. Por tanto, dada su importancia en relación con la concentración de CO, debe considerarse una variable a incluir en los modelos de regresión espacial.

Figura 3-2 Distribución de texturas del suelo.



De otro lado, la presencia de los cationes Ca^{2+} y Fe^{3+} actúan como agentes de unión de las partículas primarias (Bronick & Lal, 2005) mejorando la agregación del suelo y protegiendo físicamente el CO. De manera similar el proceso ocurre en oxisoles, en donde el alto contenido de óxido de hierro se correlaciona positivamente con el contenido de CO (Kaiser & Guggenberger, 2000).

3.2 Diseño del sistema de muestreo para el monitoreo del COS en el área de estudio

3.2.1 Selección del modelo de regresión espacial

Nayak (2019), resalta que el uso de modelos estadísticos y la autocorrelación espacial puede mejorar el diseño de muestreo de suelos. El muestreo espacial permitirá un procesamiento eficiente de la información debido a datos de mayor calidad, menor número de variables, reconociendo la heterogeneidad en el proceso, escoger el tamaño y la ubicación de las muestras y muestrear en campo a aún menor costo.

Acogiendo este razonamiento se decidió aplicar modelos de regresión espacial, empleando el CO (variable dependiente) y se utilizó el índice de Moran (**Tabla 3-2**) como parámetro para definir las variables explicativas con mayor correlación con la variable dependiente.

Tabla 3-2 Índice de Moran para las variables del suelo antes del proceso de modelado.

Variables	CO	Ca	K	CIC	Cu	Mn	Fe	B	Ar
	[%]	[Cmol kg ⁻¹]	[Cmol kg ⁻¹]	[Cmol kg ⁻¹]	[Cmol kg ⁻¹]	[ppm]	[Cmol kg ⁻¹]	[ppm]	[%]
Valor observado	0.17	0.08	0.10	0.007	0.05	0.07	0.034	0.04	0.08
P valor	p<0.01	p<0.01	p<0.01	6.87e-05	2.22e-16	p<0.01	1.55e-09	3.99e-10	p<0.01

De acuerdo con los valores observados en la **Tabla 3-3**, es evidente que la Ar muestra correlación como variable explicativa del CO, comportamiento que de acuerdo con Arbia (2014), es un buen indicador de autocorrelación espacial. Por tanto, las demás variables de la base de datos original, no se incluyeron para elaborar los modelos de regresión espacial. La de la variable dependiente mediante la estimación de índice de moran.

Tabla 3-3 permite corroborar la inclusión de la variable una vez verificado la autocorrelación espacial lo antes expuesto e ilustra los resultados obtenidos al aplicar el Modelo autorregresivo puro de la variable dependiente mediante la estimación de índice de moran.

Tabla 3-3 Índice de Moran para la variable empleada en el modelo de regresión espacial.

Estadística	CO [%]	Ar [%]
Valor observado	0.173	0.08
p.valor	p<0.01	p<0.01

Para ajustar los modelos de regresión espacial del error y autorregresivo puro (Anexo 1) para las variables COS, densidad aparente y porcentaje de arcilla, se consideraron los aspectos descritos a continuación. El criterio de información de Akaike (AIC), la significancia estadística de los parámetros del modelo y el cumplimiento de los supuestos necesarios para su uso, con base en estos criterios, se puede seleccionar el mejor modelo. Se dejaron como respuesta el CO y como explicativa la Ar, sin olvidar que al ser autorregresivo, el propio CO entra como respuesta y como explicativa. Este modelo rindió un AIC de 461.32, el cual fue menor que el modelo autorregresivo puro (solo CO), lo cual justificó el uso de la variable explicativa Ar (**Tabla 3-6** y **Tabla 3-4**), convirtiéndose al modelo espacial del error. En otras palabras, el modelo de las variables CO-Ar se ajustó mejor tal como lo muestran las **Tabla 3-5** y **Tabla 3-6**.

Tabla 3-4 Criterio de información de Akaike para los modelos empleados

Modelos	variable	AIC
Modelo Autoregresivo puro	CO	467.82
	Arcilla	1173.5
Modelo espacial del error	CO-Ar	461.32

Tabla 3-5 Modelo espacial del error (SEM).

Parámetro	Estimar	Error estándar	Prueba	P valor
Intercepto	0.782658	1.376550	Z: 0.5686	0.569651
Arcilla	0.031216	0.0100578	2.9511	0.003167
Lambda	0.95562	0.031279	LR: 44.549	2.4802e-11

Tabla 3-6 Modelo espacial del error (SEM).

ML	AIC
0.66854	461.32

3.2.2 Definir el tamaño de muestra para el nuevo set de datos

El tamaño de muestra se generó al extraer los residuales del modelo SEM *CO-Ar* por medio de clúster, los valores extraídos permitieron conformar una nueva base de datos con 50 puntos y extraer sus coordenadas. La reducción en el número de muestras de 184 a 50 hizo factible realizar colecta de datos nuevos para la determinación del stock de COS en el tiempo a escala local. Al originar un menor número de puntos a muestrear, en la logística de la colecta de las muestras en campo se disminuyó el tiempo de permanencia en el área de estudio y el costo del muestreo de suelos.

3.3 Distribución espacial del stock de COS 2008 y 2019

3.3.1 Análisis exploratorio de la base de datos año 2019

Una vez realizado el análisis exploratorio de la base de datos heredados (50 puntos). Se encontró que el contenido promedio de CO fue de 1,71% con valores que oscilan entre 0,01 % a 4,01 %. La *da* se encontró en un rango de 1,2 g cm⁻³ a 1,8 g cm⁻³, con un valor promedio de 1,4 g cm⁻³. En comparación con los mismos puntos en las mismas coordenadas, pero muestreados en el año 2019. En la **Tabla 3-7** se presenta el resumen estadístico de los parámetros del suelo muestreados en ese periodo. La concentración media del CO en las muestras compuestas (0-25 cm) fue de 1,66% con valores que oscilan entre 0,62 % a 2,93 % y los valores de *da* medido está dentro del rango de 1,3 g cm⁻³ a 1,9 g cm⁻³. En las tres profundidades (0-5,10-15 y 20-25) es evidente la concentración promedio de CO con un valor de 1,42 %, que oscila con valores entre 0,29% a 1,16% en el área de estudio.

Tabla 3-7 Resumen estadístico muestreo de suelos año 2019.

Estadística	Muestra compuesta			Tres profundidades	
	CO (%)	Da	Ar	CO (%)	Da
Media	1.66	1.52	21.77	1.42	1.63
Mediana	1.70	1.52	21.28	1.34	1.64
Desviación estándar	0.52	0.17	6.55	0.66	0.17
Mínimo	0.62	1.18	9.05	0.29	1.16
Máximo	2.93	2.01	36.49	4.65	2.02

A nivel general, mediante un análisis de correlación de Pearson y Spearman la propiedad de suelo que mejor se correlacionó con el COS es la Ar (**Figura 3-3**) tanto para la profundidad de 0-25 cm y en las tres profundidades (**Figura 3-4**). Gray et al., (2015) afirma que la dinámica del COS disminuye con el aumento de la profundidad y varía con la interacción de los factores como el clima y el material parental. La retención de COS no solo se debe a la cantidad de Ar sino a la calidad, como lo reporta Six, (2002) “menor contenido de CO en suelos dominados por arcillas 1: 1 en comparación con arcillas 2: 1”.

Figura 3-3 Matrices de correlación entre las variables CO, Ar y *da* en la profundidad de 0-25 cm.

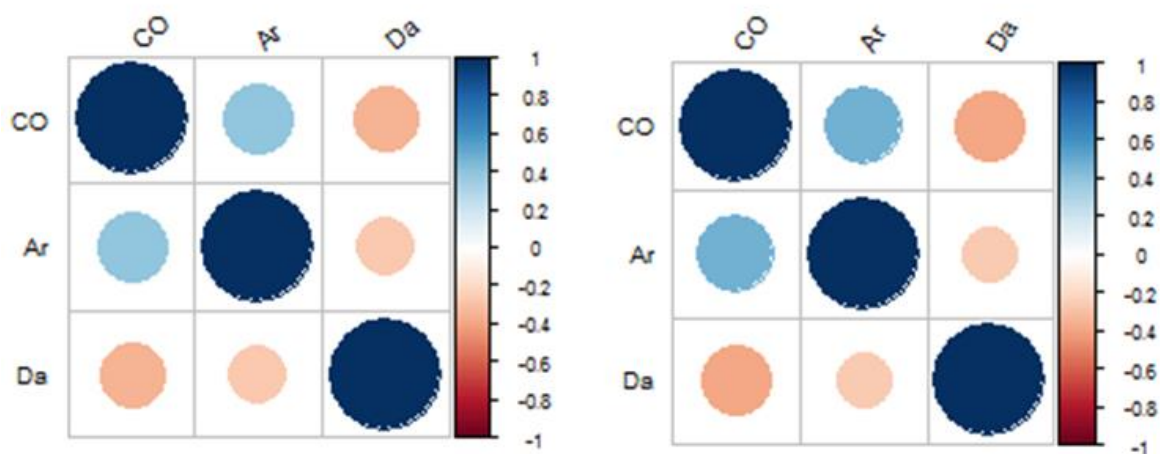
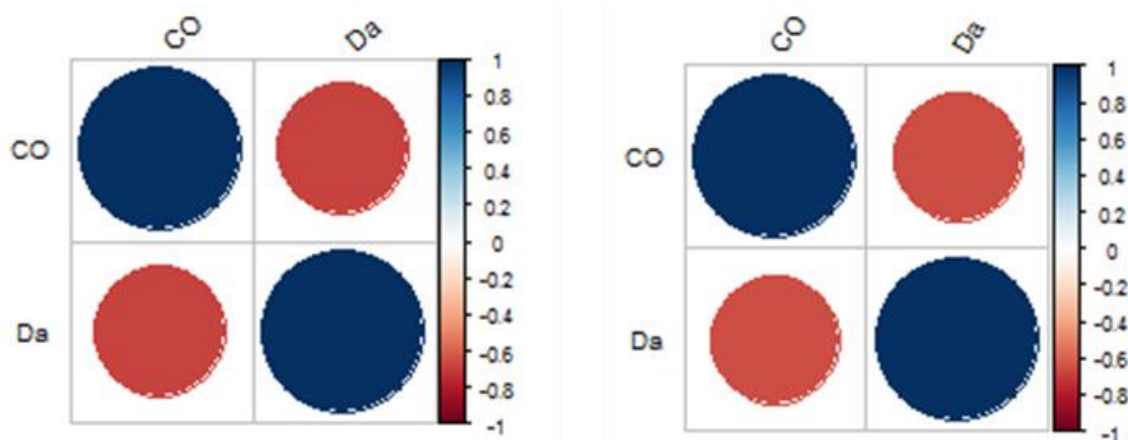


Figura 3-4 Matrices de correlación entre las variables CO y *da* en las tres profundidades de 0-5, 10-15 y 20-25 cm.



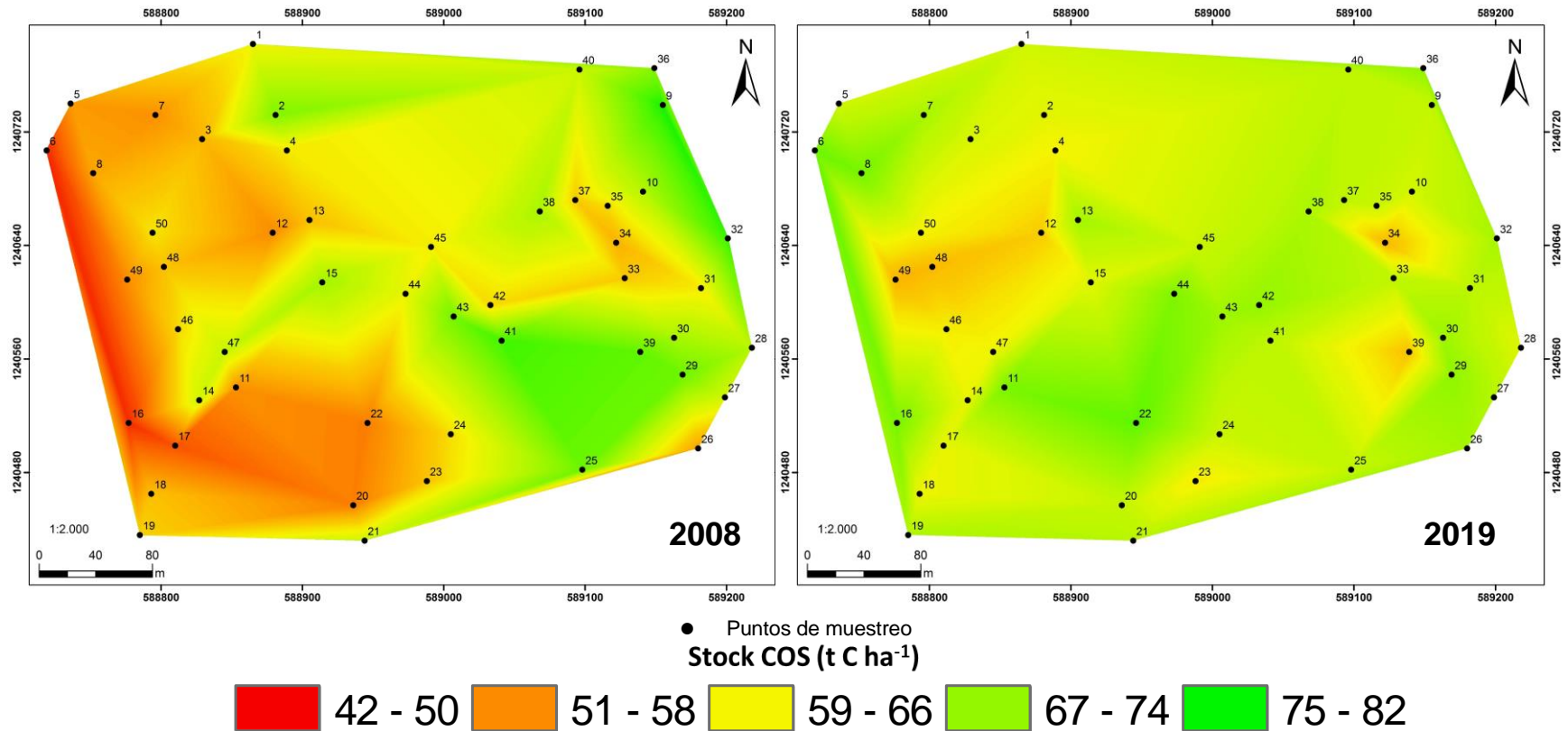
3.3.2 Distribución espacial del stock de COS en el área de estudio

El mapa de distribución espacial del stock de COS ($t\ ha^{-1}$) para los años entre 2008 con 50 puntos y 2019 para los nuevos puntos pareados con los datos heredados, a partir de la

aplicación de la Ecuación 2-1. Muestra los siguientes resultados en la profundidad de suelo de 0-25 cm, la distribución espacial del Stock de COS para el año 2008 y 2019 mostró un incremento, observado en mayor superficie en color verde en las diferentes zonas del área de estudio (Figura 3-10).

En la Figura 3-10, los valores más altos de SCOS año 2008 se encontraron principalmente en áreas de uso agrícola y de barbecho en la zona noroeste en sentido suroeste y disminuye en la zona noreste a sureste, mientras las reservas SCOS más baja se observó en el área forestal, y también en la zona agrícola como de barbecho. Y los resultados se asemejan en el SCOS para el año 2019, los valores más altos se observaron principalmente en lugares de uso agrícola aproximadamente en el área noreste y en la parte central en sentido sureste y suroeste del sitio de estudio.

Figura 3-5 Distribución espacial stock de COS 2008 y 2019.



El valor promedio del SCOS en el año 2008 (62.06 t ha^{-1}) fue menor que en el 2019 (67.04 t ha^{-1}). Con una variación para el período 2008 de 43.50 a 81.71 t ha^{-1} y para el 2019 de 55.62 a 77.09 t ha^{-1} . Contreras et al.,(2020), en esta misma zona agroecológica encontraron valores similares de COS entre $60,6$ y $65,1 \text{ t ha}^{-1}$. Aunque, el objetivo de este estudio fue diferente, esto puede explicarse por la importancia de la acumulación del COS debido a la entrada y calidad de la MO, principalmente a la contribución por la cobertura vegetal y la rotación de cultivos que tiene un efecto significativo en la cantidad y calidad de COS, así como la persistencia de los residuos vegetales y la presencia de microfauna y, esto a su vez afecta considerablemente su dinámica y almacenamiento de SCOS (Tiemann et al., 2015)

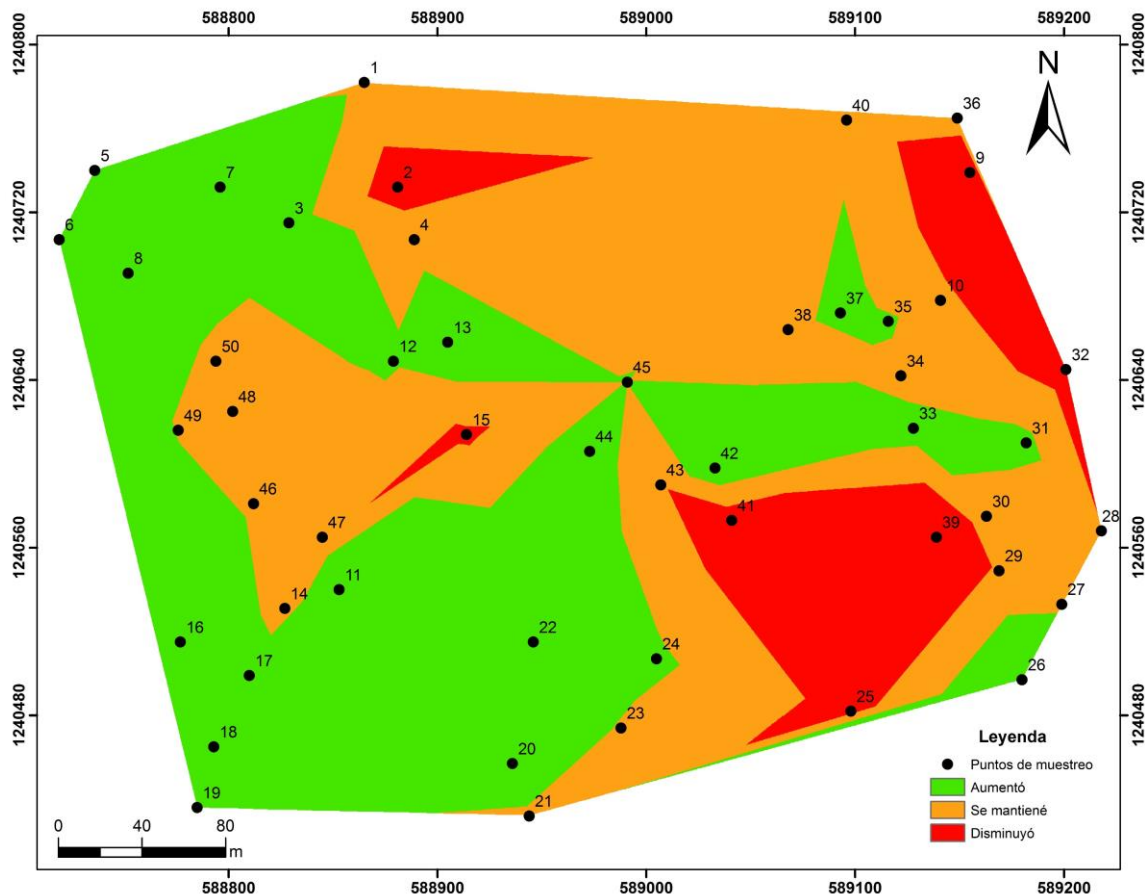
Los resultados tienen relación con lo observado durante los recorridos en campo en el muestreo año 2019, principalmente debido a las prácticas agrícolas de conservación (Corbeels et al., 2014), como cultivos de cobertura (Blanco-Canqui et al., 2013), rotación de cultivos y labranza reducida (Fu et al., 2021). De acuerdo con lo encontrado y lo mencionado con anterioridad, el SCOS en los sitios muestreados, la cobertura vegetal permitió ganancias de CO durante los 11 años. Aunque no se garantizó con precisión la entrada de COS, Pausch & Kuzyakov, (2018) y Luo et al.,(2018) lo reportan como un factor predominante en la variabilidad espacial, también depende de la calidad del residuo orgánico lo cual cumple un papel esencial en la formación del SCOS (Jastrow et al., 2007). Por ejemplo, como se observó en el área sur el aumento del SCOS en zona no cultivada con cobertura vegetal combinada con vegetación xerofítico, pastos característicos de la región y acumulación depósitos de residuos orgánicos, como lo señala Lange et al., (2015) la diversidad de plantas aumenta la probabilidad de CO en la rizosfera. De acuerdo con Montaña et al. (2016) este incrementó responde a los aportes de este tipo de vegetación xerofítico que es común en zonas áridas, semiáridas y subhúmedas, concretamente la vegetación nativa puede contribuir en el contenido de COS en aquellas áreas de tierras no cultivadas.

En las áreas agrícolas donde el SCOS también aumentó específicamente en el lote de abonos verdes (numeración 44,43 y 42) permite deducir que estas aplicaciones estarían incrementando las reservas de COS en los suelos, como señala Lashermes et al., (2009) la aplicación de MO exógena permitiría un CO residual podría mejorar las condiciones del

suelo. Sin embargo, aunque el incremento del SCOS se podría relacionar con el uso de la labranza mínima en el área de estudio, se podría justificar ese aumento SCOS a través de las entradas de CO y la desaceleración de la mineralización. Aunque el impacto es mínimo en el suelo, según Abbas et al., (2020) la labranza afecta la biota y las propiedades fisicoquímicas del suelo en comparación con la labranza convencional que origina una mínima acumulación de COS. Por lo tanto, es necesario investigar los efectos de la labranza en el SCOS para comprender mejor el secuestro de CO en el suelo en climas subhúmedos.

Al comparar los mapas del año 2008 y 2019 del SCOS, gráficamente se puede observar que son diferentes, se constató con el ICK (0.06) que indica que los mapas tienen una concordancia muy baja (Anexo 2). Las diferencias se evidenciaron por medio de la matriz de confusión donde las áreas de color naranja SCOS se mantiene, en otras se incrementó representado en color verde (>COS) y disminuyó en menor proporción en color rojo (<COS) (**Figura 3-6**). Es decir, a nivel espacial se presentan cambios significativos de acuerdo con el modelo empleado. El cambio de SCOS durante el periodo de estudio de 11 años ascendió a 4.98 t ha⁻¹.

Figura 3-6 Mapa de cambios del SCOS entre los años 2008 y 2019.



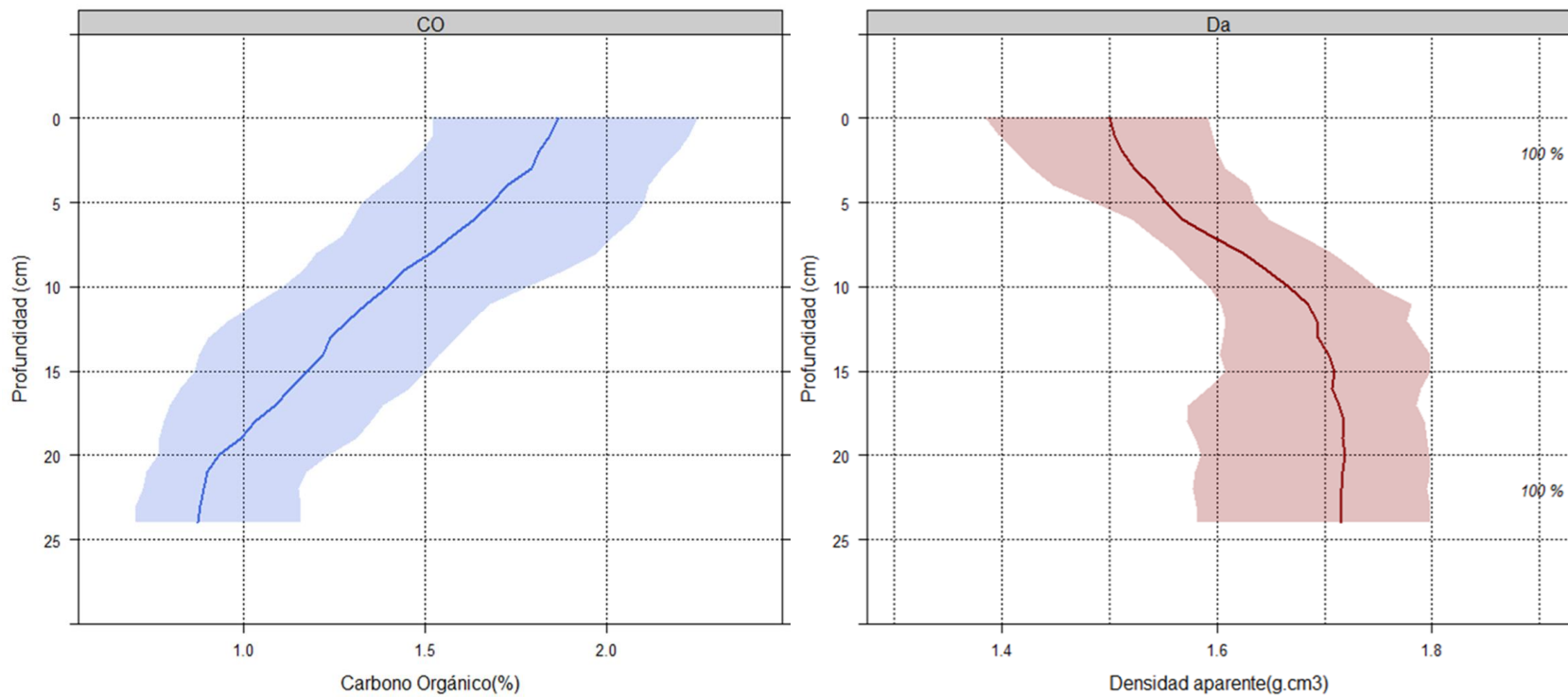
Se ha demostrado que la rotación de cultivos juega un papel importante en el aumento del SCOS como se puede evidenciar en las áreas de color verde, en donde se realiza rotación de cultivos con coberturas vegetales, fundamentalmente en siembra de cultivos que producen residuos vegetales. Como lo ratifica Jarecki & Lal, (2003) la rotación de cultivos genera mayor aporte de COS, impulsado por la diversidad de plantas en comparación con los monocultivos. Por ejemplo, un estudio realizado en Pampa Argentina empleó alternancia de soja y maíz incremento el 3% de COS (Alvarez et al., 2014). Segura et al., (2016) afirma que los cambios en el uso del suelo, a barbecho o forestación sería una forma significativa de secuestro de carbono. Uno de los principales factores de control de los cambios de COS es el uso de la tierra, el cambio de uso del suelo de cultivo a pastizales o bosques se reporta que podría aumentar el COS. Está bien documentado que la actividad agrícola histórica, en comparación con el suelo natural, ha agotado los niveles de COS,

pero en esta investigación la rotación de cultivos y el uso de coberturas vegetales podría aumentar o mantener el SCOS en ambientes subhúmedos.

Es importante recordar que el COS es variable a nivel espacial y su variabilidad puede ser respuesta de la interacción de varios factores que influyen en su almacenamiento y estabilidad en el suelo. Tal como lo mencionan estudios previos la variabilidad en el SCOS puede atribuirse al cambio climático, las propiedades intrínsecas del suelo, cambio en el uso del suelo y en el manejo de este.

En cuanto a la distribución vertical los contenidos de CO de 0-25 cm (**Tabla 3-7**) fueron bajos a medios (0.29 y 1.16 %) y decrecen a medida que aumenta la profundidad como se observa en la **Figura 3-7**. De hecho, Hammad, et al., (2020) encontraron resultados similares, en donde el contenido de CO también es inverso con el aumento de la profundidad del suelo. Los resultados muestran que la mayor concentración de COS fue en los primeros centímetros del suelo, otros autores (Gessesse et al., 2020) reportan entre 15 cm y los 20 cm (Hammad et al., 2020; Iranmanesh & Sadeghi, 2019), y afirman que el 60% CO se encuentra en el capa superficial. También se debe resaltar que la capa superficial está directamente relacionada con el aporte de restos orgánicos (MO), donde existe una mayor densidad de raíces y actividad microbiana (Acosta-Mireles et al. 2009). La mayoría de los estudios que evalúan el estado del COS en varios sistemas de uso del suelo a nivel mundial (Deng et al., 2016) y, específicamente, en Colombia y para este estudio solo se enfoca en la capa superior del suelo en los primeros 30 cm en ocasiones debido a la dificultad para el muestreo en profundidad (Wade et al., 2019). Sin embargo, en el análisis se podría explicar que la variación del COS podría estar relacionada como se evidencia con los cambios en la densidad aparente (**Figura 3-7**) y por la textura del suelo a medida que aumenta la profundidad.

Figura 3-7 Distribución vertical del carbono orgánico del suelo y la densidad aparente incluidos en la base de datos de los 50 puntos. La línea marca la mediana, y el área delimita los percentiles 25 y 75.



4. Conclusiones y recomendaciones

4.1 Conclusiones

La construcción de la línea base para el monitoreo de carbono en ambientes subhúmedos del departamento de Magdalena en Colombia, fue posible gracias al acceso a datos heredados provenientes de los estudios generales y de un estudio sistemático realizado en la zona objeto de estudio, sin ellos, no podría haberse realizado ya que para estimar la dinámica de cambio en el stock de COS es necesario contar con más de una fecha de muestreo.

El uso de análisis estadísticos aplicados a bases de datos de suelos heredadas es un excelente punto de partida para el diseño de sistemas de muestreo. En este estudio, fue posible reducir el número de muestras nuevas pareadas con las originales y así estimar de manera confiable los cambios en el tenor de COS ocurridos en el tiempo estudiado 11 años.

El rigor en la toma de las muestras, la utilización de la misma técnica de análisis y el análisis estadístico aplicado a los datos heredados y a los nuevos aumentan la confiabilidad de la predicción y demuestran la importancia del uso de herramientas estadísticas en la cartografía del stock de COS, estas técnicas son aplicables a la cartografía de otras variables del suelo.

La obtención de datos de atributos de suelo en el tiempo a escalas más detalladas es indispensable como herramienta en la toma de decisiones sobre el manejo del suelo, en ambientes subhúmedos y áridos estratégicos en la lucha contra la degradación del suelo.

4.2 Recomendaciones

1. La cuantificación del contenido de COS y los cambios de este en el tiempo, demandan una mejora en la escala de mapeo, el nivel de detalle se alcanzará no solo recurriendo a los análisis espaciales basados en el uso de covariables ambientales adquiridas de datos digitales en diversos formatos, es indispensable además avanzar en:
2. La sistematización estructuración y armonización de bases de datos que sirvan como punto de partida para la adquisición de nuevas muestras y garantizar la calidad del monitoreo.
3. Los grupos dedicados a los levantamientos de suelos deberán incorporar nuevas y novedosas técnicas de análisis de datos para disminuir los costos y la incertidumbre de las predicciones en los mapas de suelos.
4. Es necesario avanzar en la estandarización de protocolos de toma de muestras, análisis de laboratorio que posibiliten las comparaciones a través del tiempo, y en el uso de nuevas técnicas de análisis comparables con las existentes pero que disminuyan el costo, el tiempo del análisis y la generación de residuos tóxicos para el ambiente.
5. La consolidación de políticas entorno al manejo de los datos y a la conformación de redes para la adquisición de datos para el monitoreo es prioritaria para el país y para el mundo.

A. Anexo: modelos de regresión espacial de la línea base

A continuación, se presentan el modelo autoregresivo puro para la variable carbono y arcilla obtenidos para cada uno como variables independientes.

Tabla A-1. Modelo autorregresivo puro

Variabes	Parámetro	Estimar	Error estándar	Prueba	P valor
COS	Intercepto	1.4034	1.5400	Z: 0.9113	0.3621
	Lambda	0.95997	0.039597	LR: 50.672	1.0919e-12
Ar	Intercepto	22.2814	5.4184	Z: 4.1122	3.919e-05
	Lambda	0.92229	0.076279	LR: 23.098	1.5397e-06

Tabla A-2. Modelo autoregresivo puro

Variabes	ML	AIC
COS	0.69936	467.82
Ar	32.624	1173.5

Correlación entre el valor observado y estimado de cada uno de los modelos, donde el coeficiente de correlación para el carbono fue de 0.62 y el de arcilla 0.50.

Figura A-1 Correlación del modelo CO (a) y Ar (b)

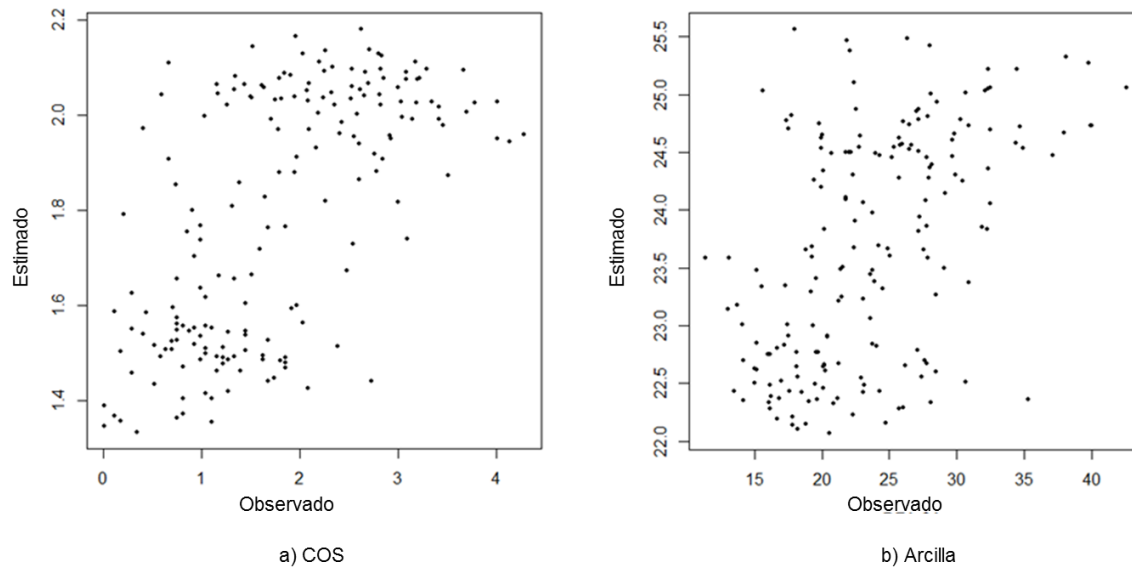
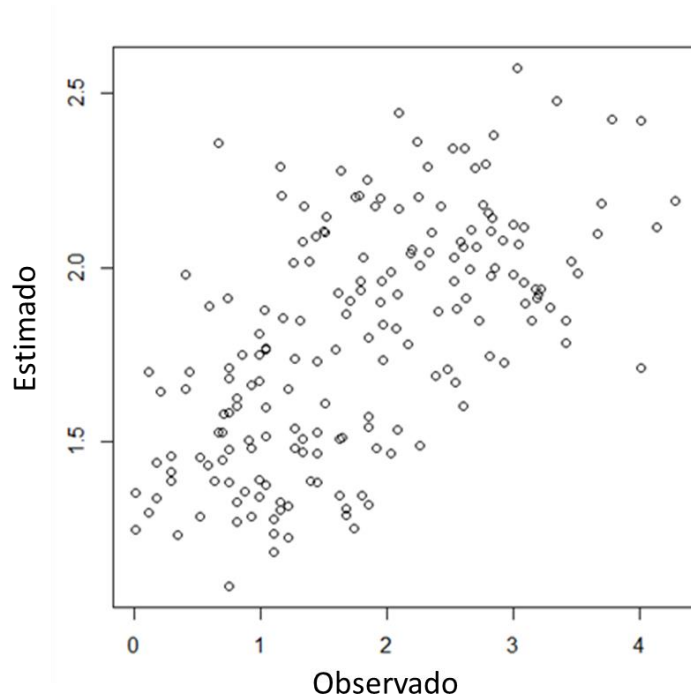


Figura A-2 Correlación del modelo CO-Ar, coeficiente de correlación 0.60.



Bibliografía

- Abbas, F., Hammad, H. M., Ishaq, W., Farooque, A. A., Bakhat, H. F., Zia, Z., Fahad, S., Farhad, W., & Cerdà, A. (2020). A review of soil carbon dynamics resulting from agricultural practices. *Journal of Environmental Management*, 268, 110319. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110319>
- Abella, S. R., & Zimmer, B. W. (2007). Estimating Organic Carbon from Loss-On-Ignition in Northern Arizona Forest Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 71(2), 545–550. <https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0136>
- Akima, H., Gebhard, A., Petzold, T., & Maechler, M. (2020). Package ‘akima’. <https://cran.r-project.org/web/packages/akima/akima.pdf>
- Alvarez, C., Alvarez, C. R., Costantini, A., & Basanta, M. (2014). Carbon and nitrogen sequestration in soils under different management in the semi-arid Pampa (Argentina). *Soil and Tillage Research*, 142, 25–31. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.04.005>
- Arbia, G. (2014). *A Primer for Spatial Econometrics With Applications in R*. <https://doi.org/10.1057/9781137317940>
- Ballabio, C., Panagos, P., & Montanarella, L. (2014). Predicting soil organic carbon content in Cyprus using remote sensing and Earth observation data. *Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability*, 9229. <https://doi.org/10.1117/12.2066406>
- Batjes, N. (2016). Harmonized soil property values for broad-scale modelling (WISE30sec) with estimates of global soil carbon stocks. *Geoderma*, 269, 61–68. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.01.034>
- Batjes, N. H. (1996). Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science*, 47(2), 151–163. <https://doi.org/10.1111/j.1365->

2389.1996.tb01386.x

- Batjes, & Wesemael, B. (2014). Measuring and monitoring soil carbon. *Soil Carbon: Science, Management and Policy for Multiple Benefits, December*, 188–201. <https://doi.org/10.1079/9781780645322.0188>
- Bellamy, P. H., Loveland, P. J., Bradley, R. I., Lark, R. M., & Kirk, G. J. D. (2005). Carbon losses from all soils across England and Wales 1978–2003. *Nature*, 437(7056), 245–248. <https://doi.org/10.1038/nature04038>
- Bianchi, S. R., Miyazawa, M., De Oliveira, E. L., & Pavan, M. A. (2008). Relationship between the mass of organic matter and carbon in soil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 51(2), 263–269. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132008000200005>
- Biswas, A., & Zhang, Y. (2018). Sampling Designs for Validating Digital Soil Maps: A Review. *Pedosphere*, 28(1), 1–15. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(18\)60001-3](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1002-0160(18)60001-3)
- Blanco-Canqui, H., Holman, J. D., Schlegel, A. J., Tatarko, J., & Shaver, T. M. (2013). Replacing Fallow with Cover Crops in a Semiarid Soil: Effects on Soil Properties. *Soil Science Society of America Journal*, 77(3), 1026–1034. <https://doi.org/https://doi.org/10.2136/sssaj2013.01.0006>
- Boubehziz, S., Khanchoul, K., Benslama, M., Benslama, A., Marchetti, A., Francaviglia, R., & Piccini, C. (2020). Predictive mapping of soil organic carbon in Northeast Algeria. *CATENA*, 190, 104539. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104539>
- Bouma, J. (2014). Soil science contributions towards Sustainable Development Goals and their implementation: Linking soil functions with ecosystem services. *Journal of Soil Fertility and Soil Science*, 177, 111–120. <https://doi.org/10.1002/jpln.201300646>
- Bremner, J. M., & Tabatabai, M. A. (1970). Use of the Leco Automatic 70-Second Carbon Analyzer for Total Carbon Analysis of Soils. *Soil Science*, 34, 608–610.
- Bremner, J. M., & Tabatabai, M. A. (1971). Use of Automated Combustion Techniques for Total Carbon, Total Nitrogen, and Total Sulfur Analysis of

- Soils. *Iowa Agriculture & Home Economics Experiment Station, 1835*, 1–15.
<https://doi.org/10.2136/1971.instrumentalmethods.c1>
- Bronick, C. J., & Lal, R. (2005). *Soil structure and management : a review*. 124, 3–22. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005>
- Carré, F., Hiederer, R., Blujdea, V., & Koeble, R. (2010). *Background Guide for the Calculation of Land Carbon Stocks in the Biofuels Sustainability Scheme Drawing on the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*.
- Chen, S., Arrouays, D., Angers, D. A., Martin, M. P., & Walter, C. (2019). Soil carbon stocks under different land uses and the applicability of the soil carbon saturation concept. *Soil and Tillage Research, 188*, 53–58.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.still.2018.11.001>
- Chenu, C., Angers, D. A., Barré, P., Derrien, D., Arrouays, D., & Balesdent, J. (2019). Increasing organic stocks in agricultural soils: Knowledge gaps and potential innovations. *Soil and Tillage Research, 188*, 41–52.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.still.2018.04.011>
- Contreras Santos, J. L., Martínez Atencia, J., Cadena Torre, J., & Fallas Guzmán, C. K. (2020). *Evaluación del carbono acumulado en suelo en sistemas silvopastoriles del Caribe Colombiano*. 44, a.
- Corbeels, M., de Graaff, J., Ndah, T. H., Penot, E., Baudron, F., Naudin, K., Andrieu, N., Chirat, G., Schuler, J., Nyagumbo, I., Rusinamhodzi, L., Traore, K., Mzoba, H. D., & Adolwa, I. S. (2014). Understanding the impact and adoption of conservation agriculture in Africa: A multi-scale analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment, 187*, 155–170.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.011>
- De Vos, B., Cools, N., Ilvesniemi, H., Vesterdal, L., Vanguelova, E., & Carnicelli, S. (2015). Benchmark values for forest soil carbon stocks in Europe: Results from a large scale forest soil survey. *Geoderma, 251–252*, 33–46.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.03.008>
- Deng, L., Zhu, G. yu, Tang, Z. sheng, & Shangguan, Z. ping. (2016). Global

- patterns of the effects of land-use changes on soil carbon stocks. *Global Ecology and Conservation*, 5, 127–138.
<https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.12.004>
- Ellili, Y., Walter, C., Michot, D., Pichelin, P., & Lemercier, B. (2019). Mapping soil organic carbon stock change by soil monitoring and digital soil mapping at the landscape scale. *Geoderma*, 351(February), 1–8.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.03.005>
- Escosteguy, P. A. V., Galliassi, K., & Ceretta, C. A. (2007). Determinação de matéria orgânica do solo pela perda de massa por Ignição, em amostras do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Ciência Do Solo*, 31(2), 247–255.
<https://doi.org/10.1590/s0100-06832007000200007>
- Eyherabide, M., Saínez Rozas, H., Barbieri, P., & Eduardo Echeverría, H. (2014). Comparación De Métodos Para Determinar Carbono Orgánico En Suelo. *Cienc Suelo (Argentina)*, 32(1), 13–19.
- FAO. (2007). Secuestro de Carbono en tierras áridas. *Informes Sobre Recursos Mundiales*, 138. [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(01\)00072-1](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(01)00072-1)
- FAO. (2014). *World reference base for soil resources 2014 international soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps*.
- FAO. (2015). El suelo es un recurso no renovable. *Fao*, 2. fao.org/soils-2015
- FAO. (2017). *Carbono Organico del suelo potencial oculto*. [http://uni-sz.bg/truni11/wp-content/uploads/biblioteka/file/TUNI10042482\(1\).pdf](http://uni-sz.bg/truni11/wp-content/uploads/biblioteka/file/TUNI10042482(1).pdf)
- Flores-sánchez, B., Segura-castruita, M. Á., Fortis-hernández, M., & Martínez-corrall, L. (2015). Enmiendas de estiércol solarizado en la estabilidad de agregados de un Aridisol cultivado de México. *Revista Mexicana De Ciencias Agrícolas*, 6, 1543–1555.
- Francaviglia, R., Coleman, K., Whitmore, A. P., Doro, L., Urracci, G., Rubino, M., & Ledda, L. (2012). Changes in soil organic carbon and climate change – Application of the RothC model in agro-silvo-pastoral Mediterranean systems. *Agricultural Systems*, 112, 48–54.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agsy.2012.07.001>
- Fu, C., Chen, Z., Wang, G., Yu, X., & Yu, G. (2021). A comprehensive framework

- for evaluating the impact of land use change and management on soil organic carbon stocks in global drylands. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 48, 103–109.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cosust.2020.12.005>
- Galvez, J. (2010). *El recurso suelo agua en medios áridos y semiáridos*. 143–149.
- Ge, N., Wei, X., Wang, X., Liu, X., Shao, M., Jia, X., Li, X., & Zhang, Q. (2019). Soil texture determines the distribution of aggregate-associated carbon , nitrogen and phosphorous under two contrasting land use types in the Loess Plateau. *Catena*, 172(October 2017), 148–157.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.08.021>
- Gessesse, T. A., Khamzina, A., Gebresamuel, G., & Amelung, W. (2020). Terrestrial carbon stocks following 15 years of integrated watershed management intervention in semi-arid Ethiopia. *Catena*, 190(September 2019), 104543. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104543>
- Gougoulas, C., Clark, J. M., & Shaw, L. J. (2014). The role of soil microbes in the global carbon cycle: tracking the below-ground microbial processing of plant-derived carbon for manipulating carbon dynamics in agricultural systems. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 94(12), 2362–2371.
<https://doi.org/10.1002/jsfa.6577>
- Gray, J. M., Bishop, T. F. A., & Wilson, B. R. (2015). Factors Controlling Soil Organic Carbon Stocks with Depth in Eastern Australia. *Soil Science Society of America Journal*, 79(6), 1741–1751.
<https://doi.org/https://doi.org/10.2136/sssaj2015.06.0224>
- Guevara, M., Olmedo, G., Stell, E., Yigini, Y., Aguilar, Y., Arellano Hernandez, C., Arevalo, G., Arroyo-Cruz, C., Bolivar, A., Bunning, S., Cañas, N., Cruz-Gaistardo, C., Davila, F., Acqua, M., Encina, A., Tacona, H., Fontes, F., Hernández Herrera, J., Navarro, A., & Vargas, R. (2018). No Silver Bullet for Digital Soil Mapping: Country-specific Soil Organic Carbon Estimates across Latin America. *SOIL Discussions*, 1–20. <https://doi.org/10.5194/soil-2017-40>
- Hammad, H. M., Fasihuddin Nauman, H. M., Abbas, F., Ahmad, A., Bakhat, H. F.,

- Saeed, S., Shah, G. M., Ahmad, A., & Cerdà, A. (2020). Carbon sequestration potential and soil characteristics of various land use systems in arid region. *Journal of Environmental Management*, 264, 110254.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110254>
- 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>
- Hiederer, R., & Köchy, M. (2011). *Global Soil Organic Carbon Estimates and the Harmonized World Soil Database*. 79. <https://doi.org/10.2788/13267>
- IGAC. (2009). *Estudio general de suelos y zonificación de tierras Departamento del Magdalena*.
- IGAC, instituto geografico agustin codazzi. (2006). *Métodos analíticos del laboratorio de suelos* (6 edición). IGAC.
- IGAC, instituto geografico agustin codazzi. (2015). *Suelos y Tierras de Colombia*. Imprenta Nacional de Colombia,.
- INGEOMINAS. (1996). *Geología de las planchas 11 Santa Marta y 18 Ciénaga*.
- Iranmanesh, M., & Sadeghi, H. (2019). The Effect of Soil Organic Matter, Electrical Conductivity and Acidity on the Soil's Carbon Sequestration Ability Via Two Species of Tamarisk (Tamarix Spp.). *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 38. <https://doi.org/10.1002/ep.13230>
- Jandl, R., Rodeghiero, M., Martinez, C., Cotrufo, M. F., Bampa, F., van Wesemael, B., Harrison, R. B., Guerrini, I. A., Richter, D. de B., Rustad, L., Lorenz, K., Chabbi, A., & Miglietta, F. (2014). Current status, uncertainty and future needs in soil organic carbon monitoring. *Science of the Total Environment*, 468–469, 376–383.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.026>
- Jarecki, M. K., & Lal, R. (2003). Crop Management for Soil Carbon Sequestration. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 22(6), 471–502.
<https://doi.org/10.1080/713608318>
- Jastrow, J. D., Amonette, J. E., & Bailey, V. L. (2007). Mechanisms controlling soil carbon turnover and their potential application for enhancing carbon

- sequestration. *Climatic Change*, 80(1), 5–23. <https://doi.org/10.1007/s10584-006-9178-3>
- Jha, P., Garg, N., Lakaria, B. L., Biswas, A. K., & Rao, A. S. (2012). Soil and residue carbon mineralization as affected by soil aggregate size. *Soil and Tillage Research*, 121, 57–62.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.still.2012.01.018>
- Jobbágy, E. G., & Jackson, R. B. (2000). The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications*, 10(2), 423–436. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0423:TVDOSO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0423:TVDOSO]2.0.CO;2)
- Kaiser, K., & Guggenberger, G. (2000). The role of DOM sorption to mineral surfaces in the preservation of organic matter in soils. *Organic Geochemistry*, 31(7–8), 711–725. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(00\)00046-2](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(00)00046-2)
- Keskin, H., & Grunwald, S. (2018). Regression kriging as a workhorse in the digital soil mapper's toolbox. *Geoderma*, 326, 22–41.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.04.004>
- Köhl, M., Lister, A., Scott, C. T., Baldauf, T., & Plugge, D. (2011). Implications of sampling design and sample size for national carbon accounting systems. *Carbon Balance and Management*, 6(1), 10. <https://doi.org/10.1186/1750-0680-6-10>
- Krol, B. G. C. M. (2008). *Towards a Data Quality Management Framework for Digital Soil Mapping with Limited Data BT - Digital Soil Mapping with Limited Data* (A. E. Hartemink, A. McBratney, & M. de L. Mendonça-Santos (eds.); pp. 137–149). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8592-5_11
- Lal, R. (2004). *Carbon Sequestration in Dryland Ecosystems. May 2004*.
<https://doi.org/10.1007/s00267-003-9110-9>
- Lal, R. (2008). Carbon sequestration. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1492), 815–830.
<https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2185>

- Lal, R. (2009). Soil Carbon Sequestration: Land and water use options for climate change adaptation and mitigation in agriculture. *SOLAW Background Thematic Report – TRO4B*, 37.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.032>
- Lal, R., Negassa, W., & Lorenz, K. (2015). Carbon sequestration in soil. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 15(C), 79–86.
<https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.09.002>
- Lange, M., Eisenhauer, N., Sierra, C. A., Bessler, H., Engels, C., Griffiths, R. I., Mellado-Vázquez, P. G., Malik, A. A., Roy, J., Scheu, S., Steinbeiss, S., Thomson, B. C., Trumbore, S. E., & Gleixner, G. (2015). Plant diversity increases soil microbial activity and soil carbon storage. *Nature Communications*, 6. <https://doi.org/10.1038/ncomms7707>
- Lark, R. M. (2009). Estimating the regional mean status and change of soil properties: two distinct objectives for soil survey. *European Journal of Soil Science*, 60(5), 748–756. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01156.x>
- Lashermes, G., Nicolardot, B., Parnaudeau, V., Thuriès, L., Chaussod, R., Guillotin, M. L., Linères, M., Mary, B., Metzger, L., Morvan, T., Tricaud, A., Vilette, C., & Houot, S. (2009). Indicator of potential residual carbon in soils after exogenous organic matter application. *European Journal of Soil Science*, 60(2), 297–310. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01110.x>
- Lavelle, P., Fonte, S., Bedano, J. C., Blanchart, E., Galindo, V., Grimaldi, M., Jose, J., Velasquez, E., & Zangerlé, A. (2020). Soil aggregation , ecosystem engineers and the C cycle. *Acta Oecologica*, 105(December 2019), 103561. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2020.103561>
- Liu, X., Yang, T., Wang, Q., Huang, F., & Li, L. (2018). Dynamics of soil carbon and nitrogen stocks after afforestation in arid and semi-arid regions : A meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 618(818), 1658–1664.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.009>
- Lugato, E., Panagos, P., Bampa, F., Jones, A., & Montanarella, L. (2014). A new

- baseline of organic carbon stock in European agricultural soils using a modelling approach. *Global Change Biology*, 20(1), 313–326.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1111/gcb.12292>
- Luo, Z., Wang, E., Feng, W., Luo, Y., & Baldock, J. (2018). The importance and requirement of belowground carbon inputs for robust estimation of soil organic carbon dynamics: Reply to Keel et al. (2017). *Global Change Biology*, 24(2), e397–e398. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/gcb.13949>
- Malagon, D., Pulido, C., & Llinas Ruben, Chamarro CLara, F. J. (1995). *SUELOS DE COLOMBIA origen, evolucion, clasificación, distribución y uso* (IGAC (ed.)).
- Malone, B., Minasny, B., & Mcbratney, A. B. (2017). *Progress in Soil Science Using R for Digital Soil Mapping*. <http://www.springer.com/series/8746>
- Martínez, E., Fuentes, J. P., & Acevedo, E. (2008). Carbono Orgánico y Propiedades del Suelo. *Scielo, Revista de*, 68–96.
<https://doi.org/dx.doi.org/10.4067/S0718-27912008000100006>
- Masunga, R. H., Uzokwe, V. N., Mlay, P. D., Odeh, I., Singh, A., Buchan, D., & De Neve, S. (2016). Nitrogen mineralization dynamics of different valuable organic amendments commonly used in agriculture. *Applied Soil Ecology*, 101, 185–193. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.01.006>
- Mcbratney, A. B., Minasny, B., & Rossel, R. V. (2006). *Spectral soil analysis and inference systems : A powerful combination for solving the soil data crisis*. 136, 272–278. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.03.051>
- McBratney, A., Field, D. J., & Koch, A. (2014). The dimensions of soil security. *Geoderma*, 213, 203–213.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.08.013>
- Ministerio de Ambiente. (2005). Plan de acción Nacional: Lucha contra la desertificación y la sequía en Colombia. In *Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT)* (Vol. 1, Issue 1).
www.minambiente.gov.co/images/.../5596_250510_plan_lucha_desertificacion.pdf

- Mondal, A., Khare, D., Kundu, S., Mondal, S., Mukherjee, S., & Mukhopadhyay, A. (2017). Spatial soil organic carbon (SOC) prediction by regression kriging using remote sensing data. *Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 20(1), 61–70. <https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2016.06.004>
- Montaño, N. M., Ayala, F., Bullock, S. H., Briones, O., Oliva, F. G., Sánchez, R. G., Maya, Y., Perroni, Y., Siebe, C., Torres, Y. T., & Troyo, E. (2016). *ALMACENES Y FLUJOS DE CARBONO EN ECOSISTEMAS ÁRIDOS Y SEMIÁRIDOS DE MÉXICO: SÍNTESIS Y PERSPECTIVAS*. 39–59.
- Moran, P. A. (1950). Notes on continuous stochastic phenomena. *Biometrika*, 37(1–2), 17–23. <https://doi.org/10.1093/biomet/37.1-2.17>
- Nayak, A. K., Mahmudur, M., Naidu, R., Dhal, B., Swain, C. K., Nayak, A. D., Tripathi, R., Shahid, M., Ra, M., & Pathak, H. (2019). *Current and emerging methodologies for estimating carbon sequestration in agricultural soils: A review*. 665, 890–912. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.125>
- Nerger, R., Beylich, A., & Fohrer, N. (2016). Long-term monitoring of soil quality changes in Northern Germany. *Geoderma Regional*, 7(2), 239–249. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2016.04.004>
- Nieder, R., & Benbi, D. K. (2008). Carbon and Nitrogen Transformations in Soils. *Carbon and Nitrogen in the Terrestrial Environment*, 137–159. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8433-1_5
- Nocita, M., Stevens, A., van Wesemael, B., Aitkenhead, M., Bachmann, M., Barthès, B., Ben Dor, E., Brown, D. J., Clairotte, M., Csorba, A., Dardenne, P., Demattê, J. A. M., Genot, V., Guerrero, C., Knadel, M., Montanarella, L., Noon, C., Ramirez-Lopez, L., Robertson, J., ... Wetterlind, J. (2015). *Chapter Four - Soil Spectroscopy: An Alternative to Wet Chemistry for Soil Monitoring* (D. L. B. T.-A. in A. Sparks (ed.); Vol. 132, pp. 139–159). Academic Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/bs.agron.2015.02.002>
- O'Rourke, S., Angers, D., Holden, N., & Mcbratney, A. (2015). Soil organic carbon across scales. *Global Change Biology*, 21. <https://doi.org/10.1111/gcb.12959>
- Odeh, I. O. A., McBratney, A. B., & Chittleborough, D. J. (1995). Further results on prediction of soil properties from terrain attributes: heterotopic cokriging and

- regression-kriging. *Geoderma*, 67(3), 215–226.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0016-7061\(95\)00007-B](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0016-7061(95)00007-B)
- Parras-Alcántara, L., Lozano-García, B., Brevik, E. C., & Cerdá, A. (2015). Soil organic carbon stocks assessment in Mediterranean natural areas: A comparison of entire soil profiles and soil control sections. *Journal of Environmental Management*, 155, 219–228.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.03.039>
- Pausch, J., & Kuzyakov, Y. (2018). Carbon input by roots into the soil: Quantification of rhizodeposition from root to ecosystem scale. *Global Change Biology*, 24(1), 1–12.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1111/gcb.13850>
- Pellat, F. P., Espinoza, J. A., Cruz Gaistardo, C. O., Etchevers, J. D. B., & de Jong, B. (2016). Spatial and temporal distribution of soil organic carbon in the terrestrial ecosystems of Mexico. *Terra Latinoamericana*, 34(3), 289–310.
- Plaza-Bonilla, D., Arrúe, J. L., Cantero-Martínez, C., Fanlo, R., Iglesias, A., & Álvaro-Fuentes, J. (2015). Carbon management in dryland agricultural systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35(4), 1319–1334. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0326-x>
- Plaza, C., Zaccone, C., Sawicka, K., Méndez, A. M., Tarquis, A., Gascó, G., Heuvelink, G. B. M., Schuur, E. A. G., & Maestre, F. T. (2018). Soil resources and element stocks in drylands to face global issues. *Scientific Reports*, 8(1), 13788. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-32229-0>
- Právělie, R. (2016). *Drylands extent and environmental issues. A global approach*. 161, 259–278. <https://doi.org/10.1016/j.earscorev.2016.08.003>
- Premrov, A., Cummins, T., & Byrne, K. A. (2017). Assessing fixed depth carbon stocks in soils with varying horizon depths and thicknesses, sampled by horizon. *Catena*, 150, 291–301. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.11.030>
- Rather, B. (1918). An accurate loss on ignition method for determination of organic matter in soils. *Association of Official Agricultural Chemists*, 448(1917), 1–4.

- Rodríguez Martín, J. A., Álvaro-Fuentes, J., Gonzalo, J., Gil, C., Ramos-Miras, J. J., Grau Corbí, J. M., & Boluda, R. (2016). Assessment of the soil organic carbon stock in Spain. *Geoderma*, 264, 117–125.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.10.010>
- Safriel, U., & Zafar, A. (2005). *Dryland Systems*.
- Sánchez, M., Prager M, M., Naranjo, R. E., & Sanclemente, O. E. (2012). *El suelo, su metabolismo, ciclaje de nutrientes y prácticas agroecológicas*. 19–34.
- Schillaci, C., Saia, S., Lipani, A., Perego, A., Zaccone, C., & Acutis, M. (2021). *Determination of minimum number of samples allowing to detect long term soil organic carbon changes in Mediterranean arable lands using paired-sites*. 1–24. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-150726/v1>
- Schmidt, M., Torn, M., Abiven, S., Dittmar, T., Guggenberger, G., Janssens, I., Kleber, M., Kögel-Knabner, I., Lehmann, J., Manning, D., Nannipieri, P., Rasse, D., Weiner, S., & Trumbore, S. (2011). Persistence of Soil Organic Matter as an Ecosystem Property. *Nature*, 478, 49–56.
<https://doi.org/10.1038/nature10386>
- Segura, C., Jiménez, M. N., Nieto, O., Navarro, F. B., & Fernández-Ondoño, E. (2016). Changes in soil organic carbon over 20years after afforestation in semiarid SE Spain. *Forest Ecology and Management*, 381, 268–278.
<https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2016.09.035>
- Shi, Z., Crowell, S., Luo, Y., & Moore, B. (2018). Model structures amplify uncertainty in predicted soil carbon responses to climate change. *Nature Communications*, 9(1), 2171. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-04526-9>
- Six, J, Conant, R. T., Paul, E. A., & Paustian, K. (2002). Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, 241(2), 155–176. <https://doi.org/10.1023/A:1016125726789>
- Six, Johan, & Paustian, K. (2014). Aggregate-associated soil organic matter as an ecosystem property and a measurement tool. *Soil Biology and Biochemistry*, 68, A4–A9. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.06.014>
- Stenberg, B., Viscarra Rossel, R. A., Mouazen, A. M., & Wetterlind, J. (2010). *Chapter Five - Visible and Near Infrared Spectroscopy in Soil Science* (D. L.

- B. T.-A. in A. Sparks (ed.); Vol. 107, pp. 163–215). Academic Press.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(10\)07005-7](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0065-2113(10)07005-7)
- Stockmann, U., Adams, M. A., Crawford, J. W., Field, D. J., Henakaarchchi, N., Jenkins, M., Minasny, B., McBratney, A. B., Courcelles, V. de R. de, Singh, K., Wheeler, I., Abbott, L., Angers, D. A., Baldock, J., Bird, M., Brookes, P. C., Chenu, C., Jastrow, J. D., Lal, R., ... Zimmermann, M. (2013). The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 164(2013), 80–99.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.001>
- Tiemann, L. K., Grandy, A. S., Atkinson, E. E., Marin-Spiotta, E., & McDaniel, M. D. (2015). Crop rotational diversity enhances belowground communities and functions in an agroecosystem. *Ecology Letters*, 18(8), 761–771.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ele.12453>
- Totsche, K. U., Amelung, W., Gerzabek, M. H., Guggenberger, G., Klumpp, E., Knief, C., Lehndorff, E., Mikutta, R., Peth, S., Prechtel, A., Ray, N., & Kögel-Knabner, I. (2018). Microaggregates in soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 181(1), 104–136. <https://doi.org/10.1002/jpln.201600451>
- USDA. (2014). Keys to soil taxonomy. In *United States Department of Agriculture Natural Resources Conservation Service*.
http://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs142p2_051546.pdf
- USDA. (2017). Soil Survey Manual By Soil Science Division Staff. In *Carbon Sequestration for Climate Change Mitigation and Adaptation* (Issue 18).
https://doi.org/10.1007/978-3-319-53845-7_6
- Ussiri, D. A. N., & Lal, R. (2017). Carbon Sequestration for Climate Change Mitigation and Adaptation. In *Carbon Sequestration for Climate Change Mitigation and Adaptation* (Issue C, pp. 163–225).
<https://doi.org/10.1007/978-3-319-53845-7>
- Vasquez, J., Baena, D., & Menjivar, J. (2010). Variabilidad espacial de propiedades físicas y químicas en suelos de la granja experimental de la

- Universidad de Magdalena (Santa Martha, Colombia). *Acta Agronómica*, 59(4), 449–456. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Vermeulen, S., Bossio, D., Lehmann, J., Luu, P., Paustian, K., Webb, C., Augé, F., Bacudo, I., Baedeker, T., Havemann, T., Jones, C., King, R., Reddy, M., Sunga, I., Von Unger, M., & Warnken, M. (2019). A global agenda for collective action on soil carbon. *Nature Sustainability*, 2(1), 2–4. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0212-z>
- Viscarra Rossel, R. A., Walvoort, D. J. J., McBratney, A. B., Janik, L. J., & Skjemstad, J. O. (2006). Visible, near infrared, mid infrared or combined diffuse reflectance spectroscopy for simultaneous assessment of various soil properties. *Geoderma*, 131(1), 59–75. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.03.007>
- Vitharana, U. W. A., Mishra, U., & Mapa, R. B. (2019). National soil organic carbon estimates can improve global estimates. *Geoderma*, 337(April 2018), 55–64. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.09.005>
- Wade, A. M., Richter, D. D., Medjibe, V. P., Bacon, A. R., Heine, P. R., White, L. J. T., & Poulsen, J. R. (2019). Geoderma Estimates and determinants of stocks of deep soil carbon in Gabon , Central Africa. *Geoderma*, August 2018, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.01.004>
- Wadoux, A. M. J.-C., & Brus, D. J. (2021). How to compare sampling designs for mapping? *European Journal of Soil Science*, 72(1), 35–46. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ejss.12962>
- Wang, X., Wang, J., & Zhang, J. (2012). *Comparisons of Three Methods for Organic and Inorganic Carbon in Comparisons of Three Methods for Organic and Inorganic Carbon in Calcareous Soils of Northwestern China*. August 2015. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0044334>
- Whitbread, A. . (1995). Soil Organic Matter: Its Fractionation and Role in Soil Structure. In *Organic matter management for Sustainable Agriculture* (Issue 56, pp. 124–131).
- Williams, J. N., Morandé, J. A., Vaghti, M. G., Medellín-Azuara, J., & Viers, J. H. (2020). Ecosystem services in vineyard landscapes: a focus on aboveground

- carbon storage and accumulation. *Carbon Balance and Management*, 15(1), 23. <https://doi.org/10.1186/s13021-020-00158-z>
- Wu, H., Wiesmeier, M., Yu, Q., Steffens, M., Han, X., & Kögel-Knabner, I. (2011). Labile organic C and N mineralization of soil aggregate size classes in semiarid grasslands as affected by grazing management. *Biology and Fertility of Soils*, 48, 305–313. <https://doi.org/10.1007/s00374-011-0627-4>
- Xu, L., Yu, G., He, N., Wang, Q., Gao, Y., Wen, D., Li, S., Niu, S., & Ge, J. (2018). Carbon storage in China's terrestrial ecosystems: A synthesis. *Scientific Reports*, 8(1), 1–13. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-20764-9>
- Yu, T., Fu, Y., Hou, Q., Xia, X., Yan, B., & Yang, Z. (2020). Soil organic carbon increase in semi-arid regions of China from 1980s to 2010s. *Applied Geochemistry*, 116, 104575. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2020.104575>
- Zamanian, K., Pustovoytov, K., & Kuzyakov, Y. (2016). Pedogenic carbonates: Forms and formation processes. *Earth-Science Reviews*, 157, 1–17. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.03.003>
- Zhang, C., & McGrath, D. (2004). Geostatistical and GIS analyses on soil organic carbon concentrations in grassland of southeastern Ireland from two different periods. *Geoderma*, 119(3), 261–275. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2003.08.004>
- Zhang, X., Zhao, Y., Zhu, L., Cui, H., Jia, L., Xie, X., Li, J., & Wei, Z. (2017). Assessing the use of composts from multiple sources based on the characteristics of carbon mineralization in soil. *Waste Management*, 70, 30–36. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.050>
- Ziegler, S. E., Billings, S. A., Lane, C. S., Li, J., & Fogel, M. L. (2013). Warming alters routing of labile and slower-turnover carbon through distinct microbial groups in boreal forest organic soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 60, 23–32. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.01.001>