UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE COLOMBIA

Evaluación de almacenamiento de carbono azul en el ecosistema de manglar del Pacífico nariñense

Angélica Sofía Moreno Muñoz

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ingeniería y Administración

Palmira, Colombia

2022

Evaluación de almacenamiento de carbono azul en el ecosistema de manglar del Pacífico nariñense

Angélica Sofía Moreno Muñoz

Tesis o trabajo de investigación presentada(o) como requisito parcial para optar al título de:

Magister en Ingeniería Ambiental

Director (a): Ángela Inés Guzmán Alvis

Ph.D. en Oceanografía

Codirector (a): Iván Felipe Benavides Martínez

Ph.D. en Ecología

Línea de Investigación:

Monitoreo, modelación y gestión de recursos naturales

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ingeniería y Administración

Palmira, Colombia

2022

Declaración de obra original

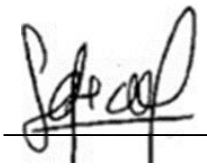
Yo declaro lo siguiente:

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.



Angélica Sofía Moreno Muñoz

Fecha 16/09/2022

Agradecimientos

En primer lugar, agradezco a mis padres Fabio y Alba Nelly por el apoyo que me han brindado durante toda mi vida. Su ejemplo de constancia, su esfuerzo y su fe en mí, fueron la motivación principal para lograr mi meta como Magister. A ellos les dedico mi trabajo y mi gratitud infinita por hacerlo posible.

En segundo lugar, quiero agradecer a la Doctora Angela Guzmán y al Doctor Felipe Benavides, por todo el soporte ofrecido durante mi investigación. Su tiempo, su paciencia, su orientación frente a mis dudas y su interés por animarme siempre a continuar a pesar de las dificultades que puede representar una tesis, fueron factores importantes para culminar este proceso.

Finalmente, agradezco al Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis (Invemar) y al Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC) por permitirme tener acceso a sus bases de datos y obtener información primordial para lograr los objetivos de mi investigación.

Resumen

Evaluación de almacenamiento de carbono azul en el ecosistema de manglar del Pacífico nariñense

Los manglares representan grandes reservas de carbono, especialmente en el suelo, sin embargo, a escalas locales se necesita mejorar la precisión de sus estimaciones con muestreos en campo, permitiendo un manejo adecuado del ecosistema. Así, el objetivo fue evaluar el carbono total almacenado en el ecosistema de manglar del Pacífico nariñense. Se utilizó información de inventarios forestales en 10 sitios para determinar el carbono almacenado en la biomasa aérea (AGB) y subterránea (BWG) mediante ecuaciones alométricas y factores de conversión de biomasa a carbono. Para el carbono almacenado en el suelo (COS) se construyó un modelo Random Forest (RF) con 28 perfiles tomados a dos metros de profundidad y 18 variables predictoras. Se halló un buen ajuste del modelo RF (R^2 de 0.82). El carbono total almacenado presentó una media de 359.05 ± 71.29 t ha^{-1}, donde la mayor contribución la tuvo el suelo (75.51%), seguida de la biomasa aérea (17.24%) y la biomasa subterránea (7.25%). Las estimaciones de COS fueron menores a las globales, sugiriendo una posible sobreestimación, debido a que los modelos globales no consideran datos ‘in situ’. Finalmente, las tres cuartas partes del carbono total almacenado en el manglar estudiado se encontraron en el suelo, coincidiendo con otros bosques de manglar y resaltando la importancia de su conservación.

Palabras clave: biomasa aérea, biomasa subterránea, carbono orgánico del suelo, manglares del Pacífico colombiano.

Abstract

Evaluation of blue carbon storage in the mangrove ecosystem of the Nariño Pacific

Mangroves represent large reserves of carbon, especially in the soil. However, it is necessary to improve the precision of their estimates with field sampling at local scales, allowing adequate management of the ecosystem. The aim was to evaluate the total carbon stored in the mangrove ecosystem of the Nariño. Allometric equations and biomass-to-carbon conversion factors used information from forest inventories at 10 sites to determine carbon stored in aboveground (AGB) and belowground (BWG) biomass(R2 of 0.82) was found. For soil carbon stored (SOC), a Random Forest (RF) model was built with 28 profiles to 2 m depth and 18 predictor variables. A good fit of the RF model was found (R^2 of 0.82). The total carbon stored presented a mean of 359.05 ± 71.29 t ha^{-1}, where the greatest contribution was from the soil (75.51%), followed by aboveground (17.24%) and belowground biomass (7.25%). The SOC estimates were lower than the global models, suggesting a possible overestimation because the global models do not consider 'in situ data. Finally, three-quarters of the total carbon stored in the mangrove studied was found in the soil, coinciding with other mangrove forests, and highlighting the importance of its conservation.

Keywords: aboveground biomass, belowground biomass, soil organic carbon, Colombian Pacific mangroves.

Contenido

Pág.

Resumen VII

Lista de figuras ... XI

Lista de tablas ... XII

Introducción ... 1

1. Planteamiento y justificación del problema ... 5

2. Objetivos ... 8
2.1 Objetivo general ... 8
2.2 Objetivos específicos ... 8

3. Marco teórico ... 9
3.1 Ecosistemas de manglar ... 9
3.2 Servicios ecosistémicos del manglar ... 9
3.3 Fuentes de carbono en ecosistemas de manglar ... 10
3.3.1 Biomasa aérea ... 11
3.3.2 Biomasa subterránea ... 11
3.3.3 Carbono del suelo ... 12
3.4 Almacenamiento de carbono en manglares ... 12
3.5 Estado del arte ... 13

4. Materiales y métodos ... 17
4.1 Área de estudio ... 17
4.2 Determinación de almacenamiento de carbono azul en el ecosistema de manglar ... 18
4.2.1 Características estructurales del bosque de manglar ... 18
4.2.2 Determinación de carbono en la biomasa del manglar ... 19
4.2.3 Determinación del carbono en el suelo ... 21
4.2.4 Determinación del carbono azul total ... 28
4.2.5 Análisis de los datos ... 28

5. Resultados y discusión ... 29
5.1 Características estructurales del bosque de manglar ... 29
5.2 Carbono almacenado en la biomasa aérea del manglar ... 30
5.3 Carbono almacenado en la biomasa subterránea del manglar ... 33
5.4 Carbono almacenado en el suelo de manglar ... 35
5.4.1 Estadística descriptiva del carbono almacenado observado ... 35

5.4.2 Precisión de la predicción del modelo 36
5.4.3 Importancia de las variables predictoras..... 37
5.4.4 Estimaciones del carbono almacenado en el suelo de manglar..... 39
5.4.5 Incertidumbre del modelo 42
5.4.6 Carbono almacenado en el suelo de los 10 sitios de estudio..... 43
5.5 Carbono total almacenado en el manglar..... 45

6. Conclusiones y recomendaciones 51
6.1 Conclusiones 51
6.2 Recomendaciones 51

A. Anexo: Parcelas y sitios de muestreo para la medición de almacenamiento de carbono en el manglar del Pacífico nariñense..... 55

B. Anexo: Entorno ambiental costero del ecosistema de manglar del Pacífico nariñense 57

Bibliografía 59

Lista de figuras

Pág.

Figura 4-1: Área de estudio indicando las parcelas de muestreo extraídas de las bases de datos de HELIO_SP.CO V.2 y el SIGMA, junto con los puntos de muestreo de los perfiles de suelo del IGAC y la cobertura de manglares proporcionada por el Invemar (2018). 18
Figura 4-2: Flujograma para la modelación espacial del carbono orgánico almacenado en la zona de estudio. 21
Figura 5-1: Diagramas de caja (media, cuartiles superior e inferior, mínimo y máximo) del carbono almacenado en la biomasa aérea del ecosistema de manglar del Pacífico nariñense. 32
Figura 5-2: Diagramas de caja (media, cuartiles superior e inferior, mínimo y máximo) del carbono almacenado en la biomasa subterránea del ecosistema de manglar del Pacífico nariñense. 34
Figura 5-3: Distribución de frecuencias del carbono almacenado en suelo de manglar a diferentes intervalos de profundidad entre los 0 y 2 m (A). Transformación logarítmica del carbono almacenado en suelo de manglar (B). 36
Figura 5-4: Regresión lineal entre los datos observados y predichos de COS almacenado. Validación cruzada 10-fold iterada 100 veces. 37
Figura 5-5: Porcentaje de importancia de las variables en la predicción de carbono almacenado en el suelo de manglar a 2 m de profundidad. 38
Figura 5-6: Predicción espacial del almacenamiento de COS a 2 m de profundidad del suelo de manglar del Pacífico nariñense. **A.** Intervalo de confianza superior. **B.** Promedio. **C.** Intervalo de confianza inferior. 41
Figura 5-7: Incertidumbre de la variación espacial de COS a 2 m de profundidad en el bosque de manglar del departamento de Nariño. 43
Figura 5-8: Diagramas de caja (media, cuartiles superior e inferior, mínimo y máximo) del carbono almacenado en el suelo del ecosistema de manglar del Pacífico nariñense. 44
Figura 5-9: Diagramas de caja (media, cuartiles superior e inferior, mínimo y máximo) del carbono total almacenado en el ecosistema de manglar del Pacífico nariñense. 47

Lista de tablas

Pág.

Tabla 3-1: Servicios ecosistémicos de manglares.....10
Tabla 3-2: Almacenamiento de carbono en los bosques de manglar a una escala global y nacional. 14
Tabla 4-1: Densidad de la madera para las especies encontradas dentro del bosque de manglar del Pacífico nariñense. 21
Tabla 4-2: Variables predictoras para el modelamiento espacial del carbono almacenado en el suelo de manglar.....24
Tabla 5-1: Características estructurales de los sitios de estudio en el bosque de manglar del Pacífico nariñense. DAP: diámetro a la altura del pecho; d: densidad; AB: área basal (Sánchez et al., 1997; Invemar, 2020). 30
Tabla 5-2: Carbono almacenado en la biomasa aérea de manglar (promedio ± error estándar) dentro de los 10 sitios evaluados. 31
Tabla 5-3: Carbono almacenado en la biomasa aérea de manglar (promedio ± error estándar) dentro de los 10 sitios evaluados. 33
Tabla 5-4: Estadística descriptiva del carbono almacenado en 28 perfiles de suelo bajo manglares, obtenidos entre los 0 y 2 m de profundidad. 35
Tabla 5-5: Carbono almacenado en el suelo del aérea de manglar (promedio ± error estándar) dentro de los 10 sitios evaluados. 44
Tabla 5-6: Carbono almacenado **“**in situ” en el suelo de ecosistemas de manglar en diferentes sitios del mundo (promedio ± error estándar). 45
Tabla 5-7: Carbono total almacenado en el ecosistema de manglar (promedio ± error estándar) dentro de los 10 sitios evaluados. 46

Introducción

Los manglares son ecosistemas formados por la asociación de árboles o arbustos que colonizan la línea costera a lo largo de las zonas tropicales y subtropicales del planeta (Lang et al., 2016; Woodroffe et al., 2016). Los árboles de manglar tienen características morfológicas, fisiológicas y reproductivas comunes que les permite habitar en ambientes con influencia salina, anóxicos, inundados e inestables (Invemar, 2010). Así mismo, han desarrollado adaptaciones únicas como la presencia de estructuras especializadas en la respiración como lenticelas y neumatóforos (Invemar, 2019).

Estos ecosistemas son ampliamente conocidos por la serie de servicios ecosistémicos que proveen a poblaciones costeras. Dentro de estos beneficios se destacan servicios de aprovisionamiento, de regulación, servicios culturales y servicios de soporte (Hernández-Blanco et al., 2018). Siendo el almacenamiento de carbono azul[1] uno de los servicios ecosistémicos más importantes, pues los manglares pueden capturar aproximadamente 24 Tg C $año^{-1}$, lo que representa aproximadamente el 3% de la captura total de carbono en los bosques tropicales en todo el mundo (Palacios et al., 2019).

Los manglares pueden almacenar cantidades importantes de carbono en su biomasa, donde la mayor parte del carbono almacenado se encuentra en el sedimento donde permanece largo tiempo gracias a las condiciones anóxicas que limitan la oxidación y degradación del carbono (Donato et al., 2011; Sanderman et al., 2018).

En Colombia, durante los últimos 36 años, se han perdido alrededor de 48.000 ha de manglar (14 % del área total de manglares) debido a actividades como la construcción de carreteras, muelles, infraestructuras turísticas, expansión de fronteras urbanas, agrícolas e industriales, contaminación por hidrocarburos y plásticos, y por la deforestación (Murillo-

---

[1] Carbono Azul (Blue Carbon): carbono almacenado y secuestrado por ecosistemas costeros como los manglares, pastos marinos y marismas (Taillardat et al., 2018).

Sandoval et al., 2022). A una escala regional, dentro de la zona del Pacífico colombiano, el departamento de Nariño presenta una tasa de deforestación anual del 0.05%, habiéndose perdido alrededor de 120.2 ha entre el 2000 y el 2014 (0.65% de la cobertura de manglar) (Hamilton & Casey, 2016; Mejía-Rentería et al., 2018).

Las tasas de deforestación de manglar dentro del departamento de Nariño podrían estar generando una reducción en la habilidad de este bosque para proporcionar servicios ecosistémicos, afectando a comunidades pesqueras que dependen de ellos, y otras consecuencias como la emisión CO_2 debido al cambio de coberturas de uso de suelo, la cual se estima en 317 millones de toneladas por año a nivel global (Hamilton & Friess, 2018).

A pesar del conocimiento sobre las consecuencias de la pérdida de cobertura de manglar con respecto a la disminución de las reservas de carbono y la consecuente liberación de CO_2 y/o metano a la atmósfera, dentro de la zona del Pacífico nariñense, aún no se han desarrollado estudios que determinen el almacenamiento de carbono existente dentro de este ecosistema, desconociendo el impacto que se podría estar generando sobre dichas reservas.

Actualmente, los modelos globales de carbono almacenado en manglares son una herramienta clave para el manejo sostenible de este ecosistema, pero, dada su alta incertidumbre para localidades, debido a la extrapolación, fuentes de datos y métodos de medición, se podrían estar trabajando con valores sobreestimados o subestimados de las reservas de carbono a escalas más finas (Stockmann et al., 2013). Por esa razón, es necesario mejorar la calidad de las estimaciones de carbono almacenado, con el aumento de observaciones para describir su variabilidad espacial a escalas locales (Guevara et al., 2020; Olmedo & Baritz, 2018).

Considerando lo anterior, se hace indispensable evaluar el almacenamiento de carbono total en el ecosistema de manglar en el departamento de Nariño, proporcionando información técnica relevante para su conservación y manejo sostenible. Esta información podría facilitar la construcción de una línea base más precisa para la formulación de iniciativas de mitigación al cambio climático que reflejen ingresos económicos a las poblaciones que se beneficien directamente de los manglares de la zona, favoreciendo el

desarrollo de las comunidades locales bajo los criterios de sostenibilidad contemplados en las políticas públicas actuales (Resolución 1447 de 2018; ley 2243 de 2022).

1. Planteamiento y justificación del problema

Los ecosistemas de manglar son ampliamente conocidos por todos los servicios ecosistémicos que prestan a las comunidades costeras principalmente. Dentro de estos servicios el almacenamiento de carbono azul es uno de los más importantes (Alongi, 2014). Se estima que los manglares tienen un stock medio de carbono de 956 t C ha^{-1} (Alongi, 2018). Según Donato et al. (2011), los manglares son capaces de almacenar 1000 t C $año^{-1}$, por lo que estos ecosistemas son vistos como buenas reservas de carbono que justifican su preservación y restauración, además del papel importante que desempeñan dada esta capacidad para contrarrestar las emisiones de CO_2 (Alongi, 2014).

A pesar del potencial de almacenamiento de carbono de los bosques de manglar, han estado siendo impactados por efectos antrópicos negativos como el cambio de las entradas de agua dulce por construcción de represas y desvíos de ríos; el cambio de las entradas de sedimentos fluviales por el aumento de la erosión; la contaminación por residuos sólidos, aguas residuales, derrames de petróleo; la expansión urbana; la sobreexplotación pesquera y la deforestación principalmente (Jennerjahn et al., 2017).

A nivel mundial se registran tasas de deforestación entre el 1% y 8%(~150000 ha $año^{-1}$) (Friess et al., 2019). Para el caso de Colombia, esta tasa se aproxima al 0.6% (Blanco et al., 2012), registrándose una pérdida de alrededor de 48.000 ha de manglar en las últimas tres décadas (Murillo-Sandoval et al., 2022). Para la zona del Pacífico, esta tasa aumenta al 1.12% (5636 ha $año^{-1}$), representando una pérdida de casi el 57.33% entre 1960 y 2011 (López-Angarita et al., 2016). Dentro de esta zona, el departamento de Nariño presenta una tasa de deforestación anual de 0.05%, existiendo una reducción del 0.65% (120.2 ha $año^{-1}$) de la cobertura de manglar entre el 2000 y el 2014 (Mejía-Rentería et al., 2018).

La construcción de estanques para la explotación de camarón en Nariño ha generado la disminución de más de 5000 ha de manglar en los años 80 (Centro de Control de Contaminación del Pacífico [CCCP], 2003), por otro lado, alteraciones al curso de un río como la construcción del canal Naranjo en el río Patía, generaron una desviación de los sedimentos y con ello, cambios en la composición y distribución de las coberturas vegetales durante las últimas cuatro décadas, provocando la reducción de 3196 ha de manglar (Parra & Restrepo, 2014). Así mismo la expansión urbana, el derrame de petróleo, la extracción de madera y otras actividades agrícolas, han alterado la cobertura de este tipo de bosque (CCCP, 2003; Corponariño, 2010).

Esta clase de modificaciones podría representar la pérdida de reservas de carbono azul y la liberación de CO_2 a la atmósfera. Se estima que la conversión de bosques de manglar a otras coberturas como estanques camaroneros, podría resultar en una pérdida de hasta el 90% del carbono de los tres primeros metros de suelo (612-1036 t C ha^{-1}) (Kauffman et al., 2014). Esto implica una liberación de 0.15 a 1.02 billones de toneladas CO_2, lo que equivale del 3 al 19% de las emisiones de la deforestación a nivel mundial (Zarate-Barrera & Maldonado, 2015). Además, también se pueden liberar otros gases de efecto invernadero como metano y óxido nitroso que contribuyen al cambio climático (Kauffman et al., 2013; Romero-Berny et al., 2016).

En Colombia se encuentra el 2% de las reservas mundiales de carbono de manglar y de estas, el 45% se encuentran en el departamento de Nariño (Hamilton & Friess, 2018). Considerando que las estimaciones de estas reservas se basan en modelos globales, los cuales generalmente resultan de la extrapolación de datos, existe una incertidumbre sobre la representación de las reservas de carbono reales en escalas locales. Es así como, los stocks de carbono en manglares del Pacífico nariñense, pueden estar siendo subestimados o sobreestimados dentro de dichos modelos.

Considerando que actualmente los ecosistemas de manglar se encuentran protegidos por la ley 2243 del 2022, cuyo objetivo principal es garantizar su protección, planificar su manejo y aprovechamiento, e impulsar su restauración donde sea necesario, es de vital importancia contar con información técnica para lograrlo. En el litoral del Pacífico nariñense, dicha información es escasa, por tanto, investigaciones encaminadas al estudio

de los servicios ecosistémicos brindados por los manglares de la región, permitirán construir planes de manejo adecuados, junto con estrategias que se integren dentro del desarrollo económico local, mediante alternativas económicas sostenibles como compensaciones por servicios ambientales, iniciativas de reducción de emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) debido a la deforestación (Resolución 1447 de 2018), entre otras.

Teniendo en cuenta lo anterior, es evidente que mantener los bosques de manglar es de vital importancia para contrarrestar efectos del cambio climático y mantener grandes reservas de carbono, siendo crucial el conocimiento de dichas reservas en el bosque de manglar del Pacífico nariñense para su conservación y manejo sostenible, donde, el presente estudio puede representar una contribución más precisa y novedosa a la consolidación de una línea base para construcción de iniciativas de adaptación al cambio climático para el beneficio de comunidades locales.

Por todo lo expuesto anteriormente, se plantea la necesidad de estimar la cantidad de carbono almacenado en el manglar para responder la siguiente pregunta ¿Cómo es la variación espacial del carbono azul almacenado en los bosques de manglar en el litoral del Departamento de Nariño? Finalmente, se plantea la siguiente hipótesis: El almacenamiento de carbono azul por hectárea en el ecosistema de manglar del Pacífico nariñense es alto, siendo mayor la acumulación en el suelo.

2. Objetivos

2.1 Objetivo general

Evaluar el carbono azul total almacenado en el ecosistema de manglar en el Pacífico nariñense.

2.2 Objetivos específicos

- Estimar el almacenamiento de carbono en la biomasa aérea y la biomasa subterránea del ecosistema de manglar en la zona de estudio.

- Predecir el almacenamiento de carbono azul en el suelo del ecosistema de manglar del departamento de Nariño mediante un modelo espacial.

3. Marco teórico

3.1 Ecosistemas de manglar

Los manglares son ecosistemas formados por la asociación de árboles o arbustos que colonizan la línea costera a lo largo de las zonas tropicales y subtropicales del planeta (Woodroffe et al., 2016). Los árboles de manglar han desarrollado características morfológicas, fisiológicas y reproductivas comunes que les permite habitar en ambientes con influencia salina, anóxicos, inundados e inestables, igualmente, tienen adaptaciones únicas como la presencia de estructuras especializadas en la respiración como lenticelas y neumatóforos (Invemar, 2010, 2019).

A nivel global la extensión de manglar se estima en 81484.96 km^2, de estos el 85.76% se reúnen en 20 países, de los cuales Indonesia cuenta con el mayor porcentaje de bosques de manglar (28.83%) (Hamilton & Casey, 2016). En seguida se encuentra Brasil con el 9.25% y el resto de los países cuentan con una variación entre el 1.12 y 5.95% de esa área (Hamilton & Casey, 2016). Colombia tiene el 2.01% de la cobertura total de manglares en el mundo, con una extensión aproximada de 289122.25 ha, distribuidas en la costa Caribe con un área de 79719.41 ha y a lo largo de la costa Pacífica con un área de 209402.84 ha (Rodríguez-Rodríguez et al., 2016). En el Pacífico, las mayores extensiones de manglares confluyen en el departamento de Nariño con aproximadamente 125000 ha (Invemar, 2018).

3.2 Servicios ecosistémicos del manglar

Los servicios ecosistémicos (SE) son las características ecológicas, funciones o procesos que contribuyen directa o indirectamente al bienestar humano (Costanza et al., 2017). Los manglares aportan diversos servicios ecosistémicos para el bienestar de las comunidades costeras principalmente. En la tabla 3-1 se resumen algunos de ellos.

Tabla 3-1: Servicios ecosistémicos de manglares.

Clasificación del servicio ecosistémico	Servicios ecosistémicos
Aprovisionamiento	Alimentos, pesca, materias primas (fibra, madera, combustible, taninos), recursos medicinales, materiales genéticos, mantenimiento de medios de vida de comunidades costeras.
Regulación	Regulación del clima, control biológico, control de la erosión costera, moderación de eventos extremos, protección frente a tormentas, inundaciones; secuestro y almacenamiento de carbono, biofiltración, regulación del agua, protección contra intrusión salina, polinización.
Cultural	Valores culturales, espirituales y artísticos, recreación, estética, turismo, educación e investigación.
Soporte	Biodiversidad, anidamiento y hábitat para peces y otras especies marinas y terrestres, formación de suelo, ciclo de nutrientes.

Fuente: (Hernández-Blanco et al., 2018).

3.3 Fuentes de carbono en ecosistemas de manglar

Los manglares al desarrollarse entre la costa y el mar adquieren carbono orgánico por dos formas: en la primera, el carbono se produce y deposita en el mismo ecosistema (carbono autóctono) y en la segunda es importado de otros ecosistemas (carbono alóctono) (Alongi, 2014; Howard et al., 2018).

El carbono autóctono se relaciona con la producción primaria, donde los árboles de manglar asimilan el CO_2 atmosférico en compuestos orgánicos a través de la fotosíntesis para fabricar nuevas hojas, raíces, ramas y tejido del tallo o mantener el tejido existente (Alongi, 2014; Félix-Pico et al., 2006).

Por otro lado, el carbono alóctono proviene de ecosistemas adyacentes a los bosques de manglar (terrestres o cercanos a la orilla), y se deposita en ellos gracias a la hidrodinámica y el transporte de sedimentos que son capturados por las estructuras radiculares de los manglares (Howard et al., 2018).

3.3.1 Biomasa aérea

La biomasa aérea representa una proporción significativa de las reservas de carbono del ecosistema de manglar, bien sea como biomasa viva o muerta (fuste, ramas, hojas, flores, frutos, troncos caídos) (Invemar, 2019; Twilley et al., 2017). La variación del almacenamiento de carbono anual en la biomasa aérea puede estar en función de variables climáticas, geomorfológicas y geofísicas (Twilley et al., 2017).

En general, la acumulación de biomasa es alta en las regiones costeras donde hay un amplio rango de mareas y una alta escorrentía, lluvia y aportes de nutrientes, en comparación con zonas de bajas temperaturas y precipitaciones, sequías periódicas e hipersalinidad, donde la biomasa del manglar es significativamente menor (Rovai et al., 2016). Se han estimado valores de biomasa aérea de 6.8 t ha^{-1} hasta 104.2 t ha^{-1} en latitudes altas, y valores de 283,6 t ha^{-1} hasta a 436.4 t ha^{-1} en latitudes bajas (Rovai et al., 2016).

En cuestiones geomorfológicas, se conoce que las configuraciones del ambiente costero también tienen influencia en la distribución de carbono en los manglares. Así, el carbono orgánico aumenta de una configuración deltaica a la carbonatada. Cada una de estas configuraciones presentan diferentes procesos sedimentarios, cargas y limitaciones de nutrientes, descomposición de materia orgánica y almacenamiento de C en la vegetación (biomasa aérea y subterránea) (Twilley et al., 2018).

3.3.2 Biomasa subterránea

En ecosistemas de manglar la mayor parte del carbono se almacena en el sedimento y en grandes piscinas subterráneas de raíces muertas, lo que ayuda a conservar y reciclar los nutrientes debajo del bosque (Alongi, 2014). La biomasa subterránea puede representar entre el 40 y 60% de la biomasa total en el ecosistema de manglar (Clough, 1992; Twilley et al., 2019).

Estudios recientes de la asignación de carbono subterráneo en bosques de manglares alrededor de latitudes tropicales y subtropicales sugieren que los manglares chaparros asignan relativamente más carbono debajo del suelo que los bosques de manglares más altos en respuesta a la baja disponibilidad de nutrientes y condiciones anaeróbicas (Twilley

et al., 2019). Estos patrones en la asignación de biomasa asociados con la limitación de P pueden explicar la correlación de mayor materia orgánica del suelo con mayores proporciones de N:P y una mayor productividad de raíces finas (Twilley et al., 2019).

3.3.3 Carbono del suelo

En los ecosistemas de manglar se han encontrado mayor acumulación de carbono en el suelo, principalmente por las altas entradas autóctonas y alóctonas y por las bajas tasas de descomposición de la materia orgánica debido a las condiciones mayormente anóxicas en el sedimento (Kusumaningtyas et al., 2019)

Los manglares son capaces de capturar carbono tanto pasiva como activamente de las descargas aguas arriba y del agua de las mareas cargada con partículas finas del océano costero adyacente; estos pueden hacerlo a una velocidad de 174 g C m^{-2} $año^{-1}$ (Alongi, 2014).

La fijación total de carbono es de 24 Tg C $año^{-1}$, de los cuales, aproximadamente 15 Tg C $año^{-1}$ probablemente se derivan de la hojarasca y las raíces, siendo aproximadamente 5 Tg C $año^{-1}$ originario de las raíces muertas y 10 Tg C $año^{-1}$ de la hojarasca, presumiendo que alrededor de 9 Tg C $año^{-1}$ de carbono en el suelo proviene de fuentes alóctonas aguas arriba, de mares adyacentes o de una mezcla de ambos (Alongi, 2014).

3.4 Almacenamiento de carbono en manglares

Los manglares se consideran bosques altamente productivos, capturando aproximadamente 24 Tg C $año^{-1}$, lo que representa aproximadamente el 3% de la captura total de carbono en los bosques tropicales en todo el mundo (Alongi, 2014). Estos ecosistemas tienen una de las mayores reservas de carbono por unidad de área en el mundo.

Al igual que otros árboles, los manglares asimilan el CO_2 atmosférico en compuestos orgánicos para fabricar nuevas hojas, raíces, ramas y tejido del tallo; mantener el tejido existente; crear reservas de almacenamiento; y desarrollar defensas químicas (Alongi, 2018). Los manglares pueden almacenar cantidades significativas de carbono en su

biomasa, pero la mayor parte del carbono almacenado se encuentra en el sedimento donde permanece largo tiempo gracias a las condiciones anóxicas que limitan la oxidación (Donato et al., 2011; Sanderman et al., 2018).

A largo plazo y en las condiciones adecuadas, el carbono se almacena como turba (Alongi, 2018). La acumulación de turba es posible gracias a los aportes de hojarasca, raíces, tallos y ramas de los árboles caídos, la actividad de algas y los organismos bentónicos, como los cangrejos excavadores, además de las bajas tasas de descomposición del material refractario, la magnitud y frecuencia de mareas, actividades de micro y macroorganismos, especies arbóreas y composición de la hojarasca, humedad y temperatura (Alongi, 2018).

Los manglares tienen un stock medio de carbono de todo el ecosistema de 956 t C ha^{-1}, en comparación con 241 t C ha^{-1} para selvas tropicales, 408 t C ha^{-1} para pantanos de turba, 593 t C ha^{-1} para marismas y 142,2 t C ha^{-1} para pastos marinos (Donato et al., 2011). Por lo anterior los manglares son vistos como buenas reservas de carbono que justifican su preservación y restauración, además del papel importante que desempeñan dada esta capacidad para contrarrestar las emisiones de CO_2 (Donato et al., 2011).

3.5 Estado del arte

De acuerdo con una revisión sistemática de literatura en Scopus sobre el almacenamiento de carbono en manglares, se encontraron alrededor de 279 estudios, de los cuales sólo cinco fueron desarrollados en Colombia durante los últimos 5 años (relación de 0.017 con respecto a los estudios a nivel global). La mayoría de las investigaciones se enfocan en la evaluación de la distribución del carbono en la biomasa aérea, la biomasa subterránea y el suelo de forma independiente, de manera que las estimaciones de carbono total almacenado son poco conocidas a nivel global. En el país, evaluaciones de este tipo se han desarrollado con mayor atención en el Caribe, en comparación con el Pacífico (se encontró solo un estudio).

Así mismo, a una escala mundial, las estimaciones de carbono se han realizado de manera independiente en los compartimientos del manglar (biomasa aérea, subterránea y sedimento). Finalmente, para el caso del departamento de Nariño no existen

investigaciones que determinen las reservas de carbono totales en los manglares, evidenciándose un vacío en este tema y la necesidad de abordarlo.

Teniendo en cuenta lo anterior, a continuación, se presentan algunos estudios relevantes relacionados de forma general con el almacenamiento de carbono en los bosques de manglar a una escala global y nacional (Tabla 3-2).

Tabla 3-2: Almacenamiento de carbono en los bosques de manglar a una escala global y nacional.

Escala	Nombre del estudio	Autores	Año de publicación	Resultados principales
Global	Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics	Donato et al.	2011	Los manglares son los bosques más ricos en carbono dentro de los trópicos, con una capacidad de almacenamiento promedio de 1023 t ha^{-1}.
	A global predictive model of carbon in mangrove soils	Jardine y Siikamäki	2014	El stock global de carbono en el suelo del manglar es de 5.00 ± 0.94 Pg C (suponiendo una profundidad del suelo de 1 metro) siendo muy variable en el espacio.
	Mangrove biomass carbon stock mapping of the Karimunjawa Islands using multispectral remote sensing	Wicaksono et al.	2015	Las islas de Karimunjawa albergan 96482 t de C en la biomasa aérea con un valor medio de 21.64 kg C m^{-2} y 24064 t C en la biomasa subterránea con un valor medio de 5.39 kg C m^{-2}. Potencialmente, hay aproximadamente 120546 toneladas de carbono en la biomasa de manglar en estas islas.
	The Carbon Holdings of Northern Ecuador's Mangrove Forests	Hamilton et al.	2017	Los manglares ubicados en cuatro estuarios del norte del Ecuador son capaces de almacenar 7742.99 toneladas de carbono en la biomasa aérea.
	Global carbon stocks and potential emissions due to mangrove deforestation from 2000 to 2012	Hamilton y Friess	2018	Indonesia, Brasil, Malaysia y Papua New Guinea cuentan con más del 50% de las reservas de carbono globales y más de 2.96 Pg de las reservas globales en están en el suelo, mientras que 1.23 Pg están en la biomasa viva.

Tabla 3-2: (Continuación)

Escala	Nombre del estudio	Autores	Año de publicación	Resultados principales
Global	A global map of mangrove forest soil carbon at 30 m spatial resolution	Sanderman et al.	2018	La pérdida de carbono del suelo debido a la reducción del hábitat de los manglares entre los años de 2000 y 2015 fue de 30–122 Tg C con más del 75% de esta pérdida atribuible a Indonesia, Malasia y Myanmar.
	Mangroves in the Galapagos: Ecosystem services and their valuation	Tanner et al.	2019	Los manglares de las islas Galápagos pueden almacenar en promedio en el suelo 211.03 t C ha^{-1}.
Nacional	Valoración económica del manglar por el almacenamiento de carbono, en la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM)	De La Peña et al.	2010	El bosque de manglar de la CGSM puede almacenar entre 6.9 t C ha^{-1} (Zona de La Luna) y 45.7 t C ha^{-1} (Zona de Rinconada).
	Carbon stocks in mangrove forests of the Colombian Pacific	Palacios et al.	2019	Las reservas de carbono en la biomasa subterránea y el suelo de manglar representan más del 80% del total de las reservas en los manglares de Bahía de Málaga, las cuales fueron estimadas a partir de muestreos ‘in situ’.

4. Materiales y métodos

4.1 Área de estudio

Corresponde a los manglares de la zona litoral del Pacífico nariñense, con un área aproximada de 124413.59 ha (Invemar, 2018) (Figura 4-1). Ubicada entre el Parque Nacional Natural Sanquianga al noroccidente del departamento de Nariño, en las coordenadas 2° 22’ y 2° 41’ N y 78° 30’ y 78° 5’ W (Parques Nacionales Naturales de Colombia [PNNC], 2017) hasta la Bahía de Ancón de Sardinas en el río Mataje, cerca de Candelillas del Mar, con las coordenadas 1°27’27,108’’ N y 78°49’47,04’’ W (Bermúdez et al., 2014).

El área se caracteriza por presentar una temperatura entre 24 y 28ºC, una humedad relativa entre el 85 y 90% y una precipitación promedio anual entre 3000 y 4000 mm (Ideam, 2014).

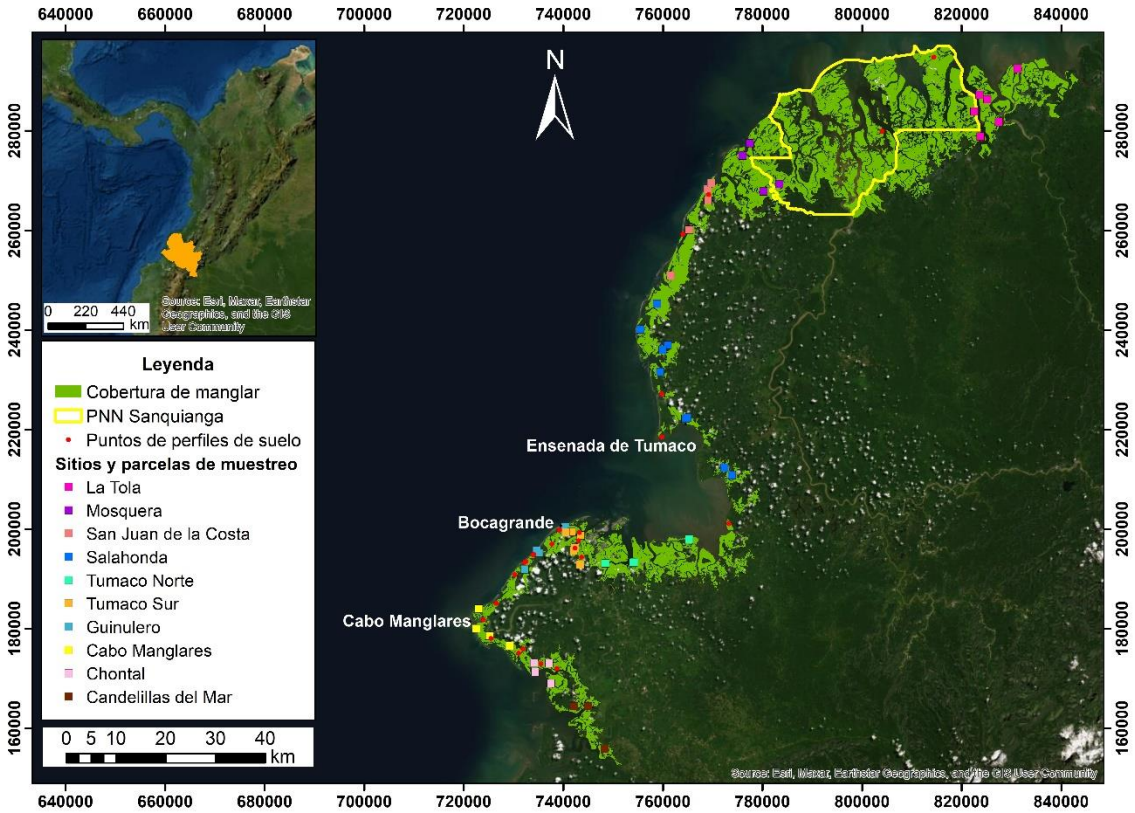
Los suelos que predominan son el orden de los Entisoles, Histosoles e Inceptisoles, presentando texturas desde moderadamente finas hasta moderadamente gruesas, altos en materia orgánica, fuertemente ácidos y con fertilidad baja (IGAC, 2004).

Dentro del ecosistema de manglar del Pacífico nariñense se han identificado siete especies: mangle rojo (*Rhizophora mangle*), mangle blanco (*Laguncularia racemosa*), mangle iguanero (*Avicennia germinans*), concha (*Rhizophora harrisonii*), piñuelo (*Pelliciera rhizophorae*), nato (*Mora oleifera*) y jelí (*Conocarpus erectus*) (Corponariño, 2010).

Este ecosistema se presenta continuamente, interrumpido solamente por la presencia de acantilados en la zona norte del municipio de San Andrés de Tumaco y por barreras arenosas colonizadas por otro tipo de vegetación (Sánchez et al., 1997). Los bosques de manglar se desarrollan sobre una mezcla de aguas mareales con importantes corrientes

de agua dulce proveniente de los ríos Tapaje, Sanquianga, Patía, Mira y Mataje (Sánchez et al., 1997).

Figura 4-1: Área de estudio indicando las parcelas de muestreo extraídas de las bases de datos de HELIO_SP.CO V.2 y el SIGMA, junto con los puntos de muestreo de los perfiles de suelo del IGAC y la cobertura de manglares proporcionada por el Invemar (2018).



Fuente: Este estudio.

4.2 Determinación de almacenamiento de carbono azul en el ecosistema de manglar

4.2.1 Características estructurales del bosque de manglar

Para determinar las características estructurales generales del bosque de manglar del Pacífico nariñense se utilizó la información disponible sobre inventarios forestales de este bosque, realizados en el Pacífico nariñense durante los años de 1997 y 2014, cuyo acceso

se encuentra a través la base de datos HELIO_SP.CO V.2 (https://dataverse.harvard.edu/dataset.xhtml?persistentId=doi:10.7910/DVN/QXQT59; Blanco-Libreros et al., 2022) y el Sistema de Información para la Gestión de los Manglares en Colombia (SIGMA) (Invemar, 2020) respectivamente. Para el inventario forestal de 1997, se incluyó información adicional de latizales y brinzales, disponible en el Diagnóstico y zonificación preliminar de los manglares del Pacífico de Colombia (Sánchez et al., 1997).

Se trabajó con un total de 48 parcelas de muestreo, de las cuales 34 se obtuvieron de la base de datos HELIO_SP.CO V.2 y 14 se extrajeron del SIGMA. El área de cada parcela fue de 0.1 ha y se distribuyeron dentro de 10 sitios, los cuales correspondieron a la asignación realizada por Sánchez et al., (1997) (Anexo A). Las parcelas disponibles en el SIGMA se incluyeron en los 10 sitios evaluados, considerando que dentro de ellas no ocurrieron cambios sobre la cobertura de manglar durante el periodo comprendido entre 1995 y 2015 (Bunting et al., 2022).

Se trabajó con la especie dominante en cada sitio para determinar parámetros estructurales como el promedio del diámetro a la altura del pecho (DAP), la densidad total de la especie y el área basal total de la especie. La densidad total fue definida como el total de individuos de la especie encontrados en 0.1 ha (Bettinger et al., 2017). El área basal se obtuvo a partir del DAP de cada individuo de la especie dominante (ver Ecuación (3.1)) y el total resultó en la sumatoria de cada área basal (Bettinger et al., 2017).

$$AB = \left(\frac{\pi * DAP^2}{4}\right) * 10000 \qquad \text{Ecuación (3.1)}$$

Dónde:
AB= área basal (m^2 ha^{-1}), DAP = diámetro a la altura del pecho (cm)

4.2.2 Determinación de carbono en la biomasa del manglar

Para la determinación de carbono en la biomasa del ecosistema de manglar, se utilizó el diámetro a la altura del pecho como variable principal para estimar la biomasa existente a partir de ecuaciones alométricas (Howard et al., 2018). Esta información fue extraída de la base de datos HELIO_SP.CO V.2 y el SIGMA. Se consideraron solo los DAP entre 2.5 y

42 cm de acuerdo con las recomendaciones de Palacios et al., (2019) y Howard et al., (2018), para evitar subestimaciones o sobreestimaciones de biomasa.

Para la determinación de la biomasa aérea (AGB), se usó la ecuación alométrica general recomendada por Kauffman & Donato, 2012 la cual ha sido utilizada en manglares de otros sitios bajo condiciones similares a la zona de estudio (Palacios et al., 2019) (ver Ecuación (3.2)).

$$B = 0.168 * \rho * DAP^{2.471} \quad (3.2)$$

Donde:

B= Biomasa aérea de árboles (kg), ρ = densidad de la madera (g cm^{-3}), DAP= diámetro a la altura del pecho (cm).

Para la determinación de la biomasa subterránea del manglar (BWG), se usó la ecuación alométrica general definida por Komiyama et al. (2008) (ver Ecuación (3.3)), la cual establece una relación directa de la biomasa con el DAP y la densidad de la madera de la especie evaluada.

$$B = 0.199 * \rho^{0.899} * DAP^{2.22} \quad (3.3)$$

Donde:

B= Biomasa subterránea de árboles (kg), ρ = densidad de la madera (g cm^{-3}), DAP= diámetro a la altura del pecho (cm).

Para la densidad de la madera se tuvieron en cuenta los valores utilizados en otros estudios bajo condiciones similares (Tabla 4-1).

Tabla 4-1: Densidad de la madera para las especies encontradas dentro del bosque de manglar del Pacífico nariñense.

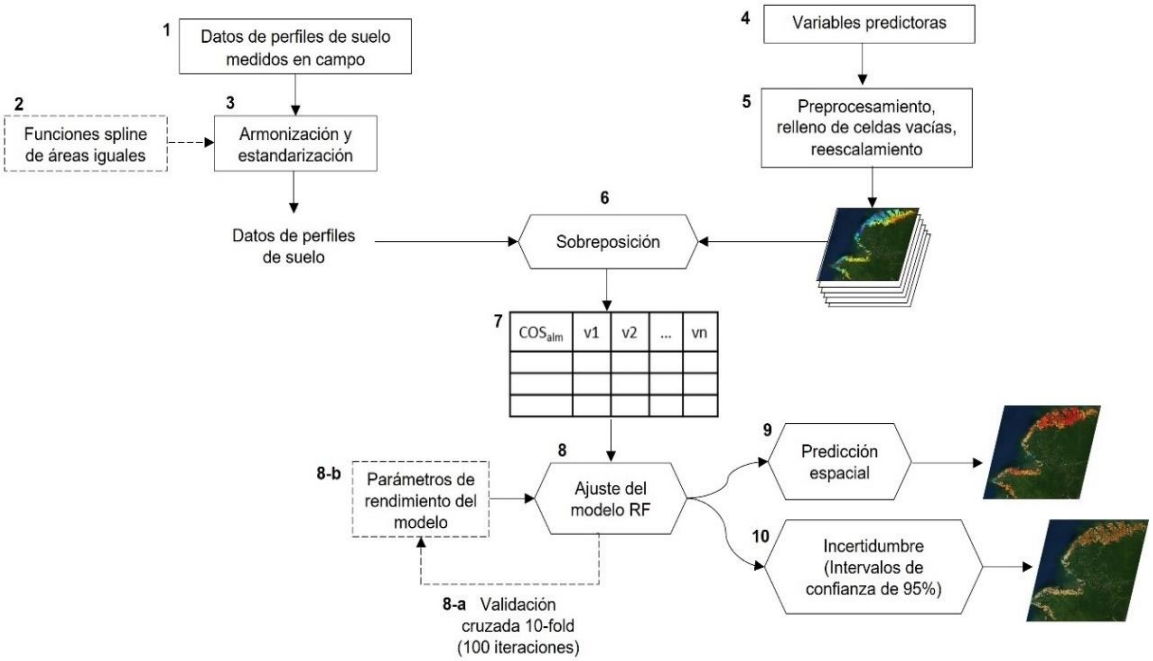
Especie	Densidad de la madera (g cm^{-3})	Fuente
A. germinans	0.72	Howard et al. (2018)
C. erectus	1.0	Little y Wadsworth, (1964)
L. racemosa	0.6	Howard et al. (2018)
M. oleifera	0.74	Cordero-Llach, (1971)
P. rhizophorae	0.75	Southwell y Bultman, (1971)
R. harrisonii	0.91	Trettin et al. (2021)
R. mangle	0.88	Chave et al. (2009)

Una vez determinada la biomasa aérea y subterránea, se utilizaron los factores de conversión de biomasa a carbono: 0.5 para carbono almacenado en la biomasa aérea y 0.39 para el carbono almacenado en la biomasa subterránea (Howard et al., 2018).

4.2.3 Determinación del carbono en el suelo

La ruta metodológica para la determinación del carbono almacenado a 2 m de profundidad en suelos del ecosistema de manglar del Pacífico nariñense, se presenta en la Figura 4-2.

Figura 4-2: Flujograma para la modelación espacial del carbono orgánico almacenado en la zona de estudio.



Fuente: Este estudio.

- **Datos de suelo**

El conjunto de datos de suelo fue obtenido a partir de estudios del IGAC (2004) y de otros estudios desarrollados en el área de interés (Bejarano M et al., 1993; Figueroa & Álvarez, 2011; Garcés & Espinosa, 2019; Invemar et al., 2017; Palacios et al., 1990) Se compilaron 28 perfiles de suelo en total, realizados en cinco años (1988, 1992, 1993, 1999 y 2017), con profundidades entre los 0 y 2 m. Las propiedades de suelo seleccionadas fueron: el porcentaje de arenas (A) (%), limos (L) (%), arcillas (Ar) (%), carbono orgánico (CO) (%), la densidad aparente (Da) (g cm^{-3}), el pH y la capacidad de intercambio catiónico (CIC) ($cmol^{+}$ kg^{-1}).

El 47% de los datos iniciales no presentaron información sobre la densidad aparente, por lo cual fue necesario estimarla a través de una función de pedo-transferencia. De acuerdo con Wadoux et al.(2021) las funciones de pedotransferencia son funciones predictivas de ciertas propiedades del suelo a partir de otras propiedades fácilmente medibles, como la textura del suelo y el tamaño de las partículas. En este estudio, se construyó una función de pedotransferencia mediante un modelo de regresión lineal múltiple con base en la información disponible de arenas, limos, arcillas y carbono orgánico (Benites et al., 2007; Gutíerrez et al., 2020; Olmedo & Baritz, 2018).

Para el caso de las otras variables edafológicas con datos faltantes, se utilizó el método de imputación iterativo basado en random forest (RF) del paquete de R “missForest” (Stekhoven & Bühlmann, 2012). El cual fue escogido porque ha demostrado buenos resultados en imputaciones de datos faltantes para propiedades del suelo (Fu et al., 2021).

- **Estandarización de los datos de suelo**

Considerando que algunas muestras de suelo fueron tomadas a profundidades fijas (10, 20, 30 cm) y otras, respecto a los horizontes encontrados en cada perfil, fue importante realizar una homogeneización y estandarización de los datos para determinar el almacenamiento de carbono a 2 m de profundidad.

Para la homogeneización de algunos puntos, se calculó el carbono orgánico (CO) a partir de la materia orgánica (MOS) mediante el factor de Van Bemmelen 1.724 (CO = MOS/1.724) (Olmedo & Baritz, 2018). El resto de las variables edafológicas se encontraban en las mismas unidades y fueron obtenidas con los mismos análisis de laboratorio, por lo tanto, no fue necesaria ninguna transformación.

Para la estandarización de los datos de suelo, se utilizaron funciones spline de áreas iguales (Bishop et al., 1999; Malone et al., 2009). Los spline de áreas iguales siguen un ajuste lineal-cuadrático a lo largo del perfil de suelo dado, siendo lineal entre los horizontes y cuadrático dentro de ellos (Malone et al., 2009; Zhang et al., 2020).

Para este estudio, se utilizó la función “ea_spline” del paquete de R “ithir” (Malone et al., 2017) para ajustar funciones spline de áreas iguales para cada una de las variables de suelo evaluadas, y se definieron seis intervalos de profundidad de acuerdo con las recomendaciones para el mapeo global de suelos (0–5, 5–15, 15–30, 30–60, 60–100, 100–200 cm) (Arrouays et al., 2014). El valor de λ elegido fue de 0.1, de acuerdo con las recomendaciones de Malone, et al. (2017).

- **Cálculo de almacenamiento de carbono**

A partir de los valores estandarizados de la densidad aparente y el carbono orgánico del suelo, se calculó el carbono almacenado en el suelo de manglar (COS) (t ha^{-1}) siguiendo la Ecuación (3.4) (Sasmito et al., 2020):

$$COS = Da \times C_{org} \times E \qquad (3.4)$$

Donde, Da es la densidad aparente (g cm^{-3}), C_{org} es el contenido de carbono orgánico (%), y E es el espesor de la capa de suelo (cm).

- **Variables predictoras**

Para el ajuste del modelo de predicción de almacenamiento de carbono bajo el suelo de manglar, se utilizó una colección de imágenes ráster como capas de variables predictoras. Estas se eligieron de acuerdo con la evidencia científica de su relación con el

almacenamiento de carbono bajo el suelo en general y bajo ecosistemas de manglar (Rovai et al., 2018; Sanderman et al., 2018; Zeraatpisheh et al., 2022).

Se trabajaron 18 covariables, de las cuales, 17 se presentaban en una cobertura global, con una proyección de coordenadas WGS84, a diferentes resoluciones espaciales y temporales, siendo obtenidas de fuentes distintas (Tabla 4-2). La última variable estaba representada por la profundidad del suelo.

Tabla 4-2: Variables predictoras para el modelamiento espacial del carbono almacenado en el suelo de manglar.

Covariable	Abreviación	Resolución espacial	Resolución temporal	Unidades de medida	Referencia
Temperatura promedio	Tm	0.1° (~12 km)	Mensual	°C	McNally & NASA/GSFC/HSL, (2018)
Temperatura máxima	T_MAX	~4 km	Mensual	°C	Fick y Hijmans, (2017)
Temperatura mínima	T_MIN	~4 km	Mensual	°C	Fick y Hijmans, (2017)
Precipitación	PP	~4 km	Mensual	°C	Fick y Hijmans, (2017)
Evapotranspiración potencial	ETP	~4 km	Mensual	mm	Abatzoglou et al. (2018)
Elevación digital	ED	30 m	No aplica	m	http://dwtkns.com/srtm30m/
Pendiente	P	30 m	No aplica	m	Derivada del DEM SRTM
Rango de marea	RM	~4 km	No aplica	m	Lyard et al. (2021)
Temperatura superficial del mar	TSM	~4 km	Anual	°C	NASA Goddard Space Flight Center & Ocean Ecology Laboratory, (2014); Phillips & US National Oceanographic Data Center, (2011)
Biomasa	AGB	30 m	No aplica	t ha^{-1}	Simard et al. (2019)
Datos SoilGrids	A L Ar CO Da CIC pH	250 m	No aplica	% % % % g cm^{-3} cmol+ kg^{-1} Unidades de pH	Poggio et al. (2021)

Para el geoprocesamiento de las variables se recortó un área rectangular, para luego realizar una transformación de los ráster hacia un sistema de proyección de coordenadas UTM zona 17 N. Este procedimiento se realizó para facilitar el cálculo del carbono almacenado en el suelo en medidas métricas (t ha^{-1}). Para aquellas variables que tienen una resolución mensual o anual, se calculó el promedio anual-multianual con los cinco años de estudio. Cuando se presentaron celdas vacías, cercanas a los límites de la capa de manglares, se completaron mediante estadísticas focales, calculando la media dentro de una celda rectangular de 3 por 3 (Fricke, 2014).

En el caso de la elevación digital y la pendiente, se realizó un mosaico con los datos ráster del DEM SRTM y se calculó la pendiente en porcentaje, mediante la herramienta de slope de Arcmap (Makonyo & Msabi, 2021). Por otra parte, la TSM fue extrapolada hacia el ecosistema de manglar estudiado utilizando el método de kriging ordinario, con el cual se ajustó un modelo de semivariograma exponencial. Esto se llevó a cabo mediante la herramienta de Geostatistical Wizard de ArcMap (Sahu et al., 2021).

Los datos de SoilGrids se encontraban definidos dentro de los seis intervalos de profundidad (0–5, 5–15, 15–30, 30–60, 60–100, 100– 200 cm) (Arrouays et al., 2014; Poggio et al., 2021), razón por la cual, para cada uno de los productos, se calculó el promedio hasta los 2 m de profundidad y las unidades fueron harmonizadas con unidades correspondientes a las propiedades de suelo de los perfiles disponibles en el estudio.

Finalmente, los datos ráster fueron re-escalados a una resolución de 30 m mediante el método interpolación bi-linear de Arcmap (Chang, 2019), con el fin de representar de forma más detallada la predicción del carbono almacenado en el suelo de manglar a una escala local (Arrouays, et al., 2014; Sanderman et al., 2018). Finalmente, se extrajo la capa vectorial de la cobertura de manglar del Invemar (2018), usando el programa ArcGis v10.8.

- **Construcción del modelo Random Forest**

Para la modelación espacial del carbono almacenado bajo suelo de manglar, se utilizó un modelo de Random Forest (RF), el cual ha demostrado ser una de las mejores técnicas de aprendizaje automático para mapeo automatizado de variables edafológicas (Hengl et al., 2018).

RF es un algoritmo de aprendizaje de conjunto basado en árboles de decisión(Wang et al., 2020). El algoritmo genera múltiples árboles de decisión independientes, entrenados a partir de muestras de arranque de los datos (Breiman, 2001). La predicción final es la salida promediada de todas las agregaciones, lo cual reduce el riesgo de sobreajuste (Yang et al., 2016; Zhou et al., 2020).

El modelo de RF incluye dos hiperparámetros principales: la cantidad de árboles de decisión (ntree) y la cantidad de variables predictoras utilizadas para dividir en cada nodo (mtry) (Fathizad et al., 2022)

Para la construcción del modelo se utilizó el paquete “caret” de Rstudio (R Core Team, 2022). El algoritmo de RF con ntree=500 y mtry=18, incluyendo 18 variables predictoras (Tabla 4-2). Las predicciones se hicieron a una resolución de 30 m y se utilizó la transformación logarítmica de COS para aumentar la correlación de la variable de respuesta y el espacio de covariables (Olmedo & Baritz, 2018). Para la elaboración de los mapas de predicción, los datos fueron transformados con la función exponencial para presentarlos en la escala original.

- **Validación del modelo**

Se usó el método de validación cruzada 10-fold, donde el conjunto de datos total se dividió de manera aleatoria en 10 pliegues iguales, los cuales se usaron secuencialmente como conjuntos de datos de entrenamiento y prueba, garantizando que cada pliegue se haya utilizado como conjunto de validación al menos una vez (Emadi et al., 2020); debido a la pequeña cantidad de datos.

La validación cruzada se iteró 100 veces y para cada iteración, todo el conjunto de datos se dividió aleatoriamente entre entrenamiento (70 %) y validación (30 %). Los criterios para evaluar el rendimiento del modelo fueron: el coeficiente de determinación (R^2) y el error cuadrático medio (RMSE) y el error absoluto medio (MAE); calculados con las siguientes ecuaciones (Wang et al., 2018):

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^{n}(X_i - \bar{Y_i})^2}{\sum_{i=1}^{n}(\bar{Y}_i - \bar{Y_i})^2} \quad (3.5)$$

$$MAE = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}|X_i - Y_i| \quad (3.6)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(X_i - Y_i)^2} \quad (3.7)$$

Donde, X_i e Y_i son los contenidos de almacenamiento de carbono predichos y observados, respectivamente, y n es el número de muestras. Para lo que se usó el paquete “caret” de Rstudio (R Core Team, 2022).

- **Evaluación de la incertidumbre del modelo**

Con base en los mapas obtenidos con la validación cruzada se calculó la media y la desviación estándar (sd) de cada píxel y los intervalos de confianza (IC) del 95% de las predicciones (ver Ecuación (3.8)) (Zhou et al., 2020):

$$\mathrm{IC} = \tilde{\mathrm{x}} \pm 1{,}96 * \frac{\mathrm{sd}}{\sqrt{\mathrm{n}}} \quad (3.8)$$

Donde, $\tilde{\mathrm{x}}$ es el promedio del contenido de COS de n veces predicciones; sd es la desviación estándar de n veces predicciones.

Finalmente, se determinó la incertidumbre de las estimaciones (ver Ecuación (3.9)) (Zhou et al., 2020):

$$Incertidumbre = \frac{IC_{superior} - IC_{inferior}}{\tilde{x}} \quad (3.9)$$

Donde, IC superior representa el límite superior del IC y IC inferior es el límite inferior de CI; $\tilde{\mathrm{x}}$ es el promedio del contenido de COS de las estimaciones.

- **Extracción de datos para los sitios de interés**

Considerando que, para el carbono almacenado en la biomasa aérea y subterránea, se contó con información en 48 parcelas correspondientes a 10 sitios, se extrajeron las

estimaciones de carbono almacenado en el suelo sobreponiendo los puntos de cada una de las parcelas trabajadas. Este procedimiento se llevó a cabo con el programa de ArcGIS v.10.8.

4.2.4 Determinación del carbono azul total

Finalmente, una vez obtenida la información sobre el carbono almacenado en la parte aérea, subterránea y en el suelo, se sumaron los valores y se determinó el almacenamiento de carbono total en el ecosistema de manglar evaluado (Kauffman et al., 2013).

4.2.5 Análisis de los datos

El análisis de los datos se realizó en el programa R.4.1.1 para Windows (R Core Team, 2021). Para determinar la distribución de los datos del carbono almacenado en los sitios evaluados (CDM, CH, CMG, GUI, LT, MOS, SALH, SJC, TUM_N y TUM_S), se realizaron diagramas de cajas, indicando la media, los cuartiles superior (75%) e inferior (25%), y los valores mínimo y máximo para los tres compartimientos definidos (AGB, BWG y COS) y el carbono total almacenado en el ecosistema de manglar del Pacífico nariñense.

5. Resultados y discusión

5.1 Características estructurales del bosque de manglar

Las características estructurales generales del ecosistema de manglar estudiado se muestran en la Tabla 5-1. En total se encontraron siete especies de manglar (*A. germinans, C. erectus, L. racemosa, M. oleífera, P. rhizophorae, R. harrisonii* y *R. mangle*), de las cuales, *R. mangle* fue la especie dominante en la mayoría de los sitios de estudio, exceptuando Salahonda, en donde, *P. rhizophorae*, fue dominante, mostrando la densidad más alta entre los sitios (116.52 ind* 0.1 ha^{-1}).

C. erectus y *R. harrisonii* se registraron solo en dos y tres sitios, respectivamente; la primera en Candelillas del Mar y Guinulero, con una densidad promedio de 1.35 ind* 0.1 ha^{-1}. Mientras que, la segunda, se halló en La Tola, Mosquera y Tumaco Sur, con la densidad promedio más baja (0.3 ind* 0.1 ha^{-1}).

Para el área basal total de la especie dominante en cada sitio, se encontró que el valor más alto fue en San Juan de la Costa (1.705 m^2 * 0.1 ha^{-1}), donde el 56% de los individuos de *R. mangle*, tuvieron DAP superiores a 15 cm, con un promedio de 17.49 cm (Tabla 5-1). No obstante, en Tumaco Sur para esta misma especie, se observó el valor más bajo de área basal (0.947 m^2 * 0.1 ha^{-1}); y el 71% los individuos mostraron un DAP menor a 10 cm, con un promedio de 8.74 cm (Tabla 5-1).

Tabla 5-1: Características estructurales de los sitios de estudio en el bosque de manglar del Pacífico nariñense. DAP: diámetro a la altura del pecho; d: densidad; AB: área basal (Sánchez et al., 1997; Invemar, 2020).

Sitio	Especie dominante	DAP promedio (cm)	Rango DAP (cm)		d (ind* 0.1 ha^{-1})	AB total (m^2 * 0.1 ha^{-1})
			Mínimo	Máximo		
CDM	*R. mangle*	13.20	3.60	27.59	57.39	1.028
CH	*R. mangle*	13.90	2.81	30.74	55.65	1.392
CMG	*R. mangle*	14.15	3.04	33.32	53.11	1.247
GUI	*R. mangle*	15.34	3.12	36.69	51.56	1.140
LT	*R. mangle*	12.78	2.86	41.28	41.82	1.161
MOS	*R. mangle*	21.63	3.03	37.32	33.37	1.469
SALH	*P. rhizophorae*	11.68	2.72	40.74	116.52	1.115
SJC	*R. mangle*	17.49	2.99	34.57	56.95	1.705
TUM_N	*R. mangle*	11.05	2.47	40.11	65.18	1.116
TUM_S	*R. mangle*	8.74	2.76	34.97	41.93	0.947

5.2 Carbono almacenado en la biomasa aérea del manglar

El carbono almacenado en la biomasa aérea del ecosistema de manglar evaluado se encontró en un rango promedio entre 43.13 ± 8.14 (Tumaco Sur) y 89.25 ± 16.51 t ha^{-1} (San Juan de la Costa) (Tabla 5-2). Para Tumaco Sur, el carbono almacenado en la biomasa aérea representó el 13.34% del total de carbono almacenado en el sitio. Mientras que, dentro de San Juan de la Costa, fue mayor (23.58%) (Tabla 5-2).

Las concentraciones medias de carbono almacenado en la biomasa aérea de los sitios evaluados estuvieron por debajo de las concentraciones encontradas en otros sitios del Pacífico colombiano como Quebrada Valencia (142.5 t ha^{-1}) y Piangüita (109 t ha^{-1}) (Palacios et al., 2019). Pero, se hallaron dentro del rango estimado para 9 sitios de Bahía de Málaga (22.65 – 147.95 t ha^{-1}) (Bolivar et al., 2018).

Las concentraciones máximas de carbono almacenado en la biomasa aérea se encontraron en Salahonda (148.47 t ha^{-1}), siendo tres veces más altas que el carbono almacenado en Tumaco Sur (46.99 t ha^{-1}) y dos veces más altas, comparadas con Candelillas del Mar (64.48 t ha^{-1}) y Mosquera (73.39 t ha^{-1}) (Figura 5-1). Las concentraciones mínimas de carbono almacenado en AGB también se encontraron en

Salahonda (5.07 t ha^{-1}), siendo cercanas a las encontradas en Mosquera (9.74 t ha^{-1}). Los resultados anteriores fueron similares a los encontrados en el Indo Pacífico Central (sur de China), donde se observaron concentraciones máximas dentro de un rango de 19 y 154.39 t ha^{-1} y las concentraciones mínimas fueron de 5.54 y 9.59 t ha^{-1} (Wang et al., 2021).

Por otro lado, las contribuciones de las reservas de carbono en la AGB al carbono total almacenado en el ecosistema de manglar estudiado fueron semejantes a las encontradas por Palacios et al. (2019) en el Pacífico colombiano, en Quebrada Valencia, San Pedro y Piangüita (entre el 14 y 20%) y por Perdomo et al. (2021) en el Caribe colombiano en Ciénaga Grande de Santa Marta (entre el 4 y 25%), las cuales variaron según el grado de intervención del manglar, siendo mayores en sitios conservados y menores en sitios perturbados.

Tabla 5-2: Carbono almacenado en la biomasa aérea de manglar (promedio ± error estándar) dentro de los 10 sitios evaluados.

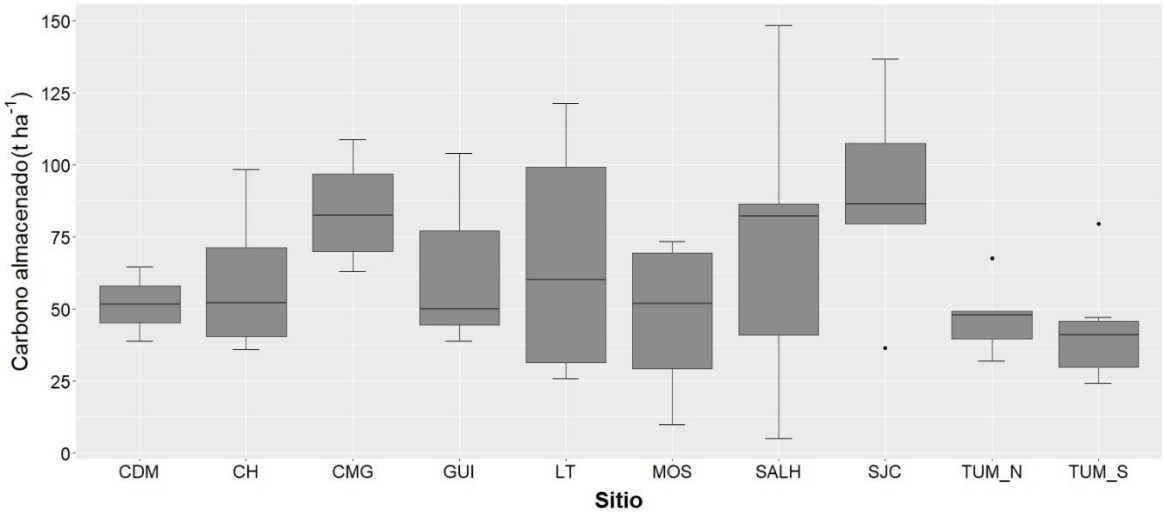
Compartimiento	Sitio	Carbono almacenado (t ha^{-1})	Contribución del carbono almacenado en la AGB sobre el carbono total almacenado (%)
AGB	TUM_S	43.13 ± 8.14	13.34
AGB	MOS	46.69 ± 14.89	12.36
AGB	TUM_N	47.18 ± 5.97	12.49
AGB	CDM	51.56 ± 12.92	13.74
AGB	CH	59.64 ± 14.1	15.44
AGB	GUI	64.3 ± 20.1	17.72
AGB	LT	66.87 ± 16.88	17.84
AGB	SALH	68.71 ± 13.99	19.93
AGB	CMG	84.19 ± 10.24	26.58
AGB	SJC	89.25 ± 16.51	23.58

De acuerdo con Sánchez et al. (1997) sobre el ecosistema de manglar del Pacífico nariñense se han desarrollado diferentes actividades económicas como la pesca artesanal, la recolección de piangua, producción de carbón vegetal, extracción de leña y madera, agricultura, camaronicultura, entre otras. Estas últimas posiblemente han generado algún impacto sobre la estructura del manglar y con ello, en su capacidad de almacenamiento de carbono en la AGB. Por ejemplo, la construcción de estanques para la explotación de

camarón en Nariño provocó la disminución de más de 5000 ha de manglar en los años 80 (CCCP, 2003).

Según Tanner et al. (2019), la biomasa aérea en los manglares, y con ello las concentraciones de carbono, pueden variar en una escala local dependiendo del desarrollo del bosque y su grado de perturbación. Considerando el área basal como indicador del desarrollo de un bosque de manglar y su condición (Ellison, 2015; Komiyama et al., 2008) se podría explicar posiblemente el comportamiento evidenciado en las concentraciones de carbono en la AGB del ecosistema de manglar estudiado. Así pues, en la zona de Tumaco Sur, se encontró la menor área basal de la especie dominante (Tabla 5-1), menores reservas medias de carbono y fue donde se registró mayor intervención entre los sitios, debida principalmente a la camaronicultura, la explotación forestal y la agricultura (Sánchez et al., 1997).

Figura 5-1: Diagramas de caja (mediana, cuartiles superior e inferior, mínimo y máximo) del carbono almacenado en la biomasa aérea del ecosistema de manglar del Pacífico nariñense.



Fuente: este estudio.

5.3 Carbono almacenado en la biomasa subterránea del manglar

El carbono almacenado en la biomasa subterránea del ecosistema de manglar del Pacífico nariñense se encontró dentro de un rango promedio entre 18.79 ± 2.93 t ha^{-1} y 36.39 ± 6.58, correspondientes a las concentraciones en Tumaco Sur y San Juan de la Costa, respectivamente. Estos valores, representaron el 8.49% del total de carbono almacenado en San Juan de la Costa y el 5.81% en Tumaco Sur (Tabla 5-3).

Las concentraciones medias de carbono almacenado en la BWG en el ecosistema de manglar estudiado son comparables con las encontradas por Rozainah et al. (2018) en manglares del Indo Pacífico central (Malasia peninsular), donde las concentraciones medias estuvieron entre 14.39 y 28.54 t ha^{-1}. De igual forma, se hallaron concentraciones medias similares en el sur de China con un rango de 3.94 a 37.23 t ha^{-1} (Wang et al., 2021). Para el caso de manglares en Colombia, se encontró una semejanza con los resultados observados por Monsalve y Ramírez, (2015) en Bahía de Málaga, donde la concentración media de carbono en la biomasa subterránea fue de 23.13 t ha^{-1}.

Tabla 5-3: Carbono almacenado en la biomasa aérea de manglar (promedio ± error estándar) dentro de los 10 sitios evaluados.

Compartimiento	Sitio	Carbono almacenado (t ha^{-1})	Contribución del carbono almacenado en la BWG sobre el carbono total almacenado (%)
BWG	TUM_S	18.79 ± 2.93	5.81
BWG	MOS	19 ± 5.59	5.03
BWG	TUM_N	20.17 ± 2.65	5.34
BWG	CDM	21.96 ± 4.91	5.85
BWG	CH	24.97 ± 5.44	6.47
BWG	GUI	25.86 ± 7.13	7.13
BWG	LT	27.92 ± 7.2	7.45
BWG	SALH	29.28 ± 5.63	8.49
BWG	CMG	35.18 ± 3.65	11.11
BWG	SJC	36.39 ± 6.58	9.61

Las concentraciones máximas y mínimas del carbono almacenado en la BWG se encontraron en Salahonda (57.2 y 2.32 t ha^{-1}, respectivamente). En San Juan de la Costa

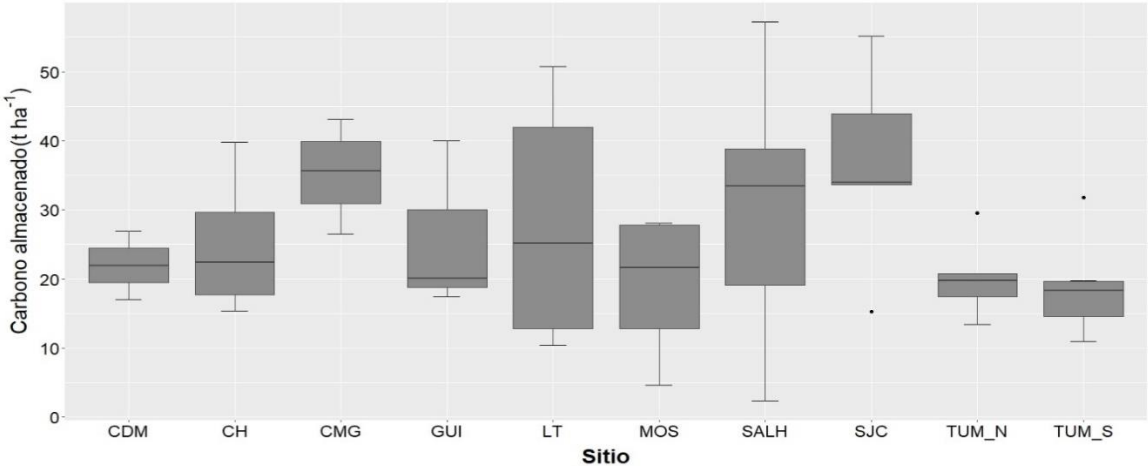
(55.14 t ha^{-1}) y La Tola (50.73 t ha^{-1}) se hallaron concentraciones cercanas a las máximas, mientras que, en Mosquera (4.63 t ha^{-1}) se hallaron concentraciones cercanas a las mínimas (Figura 5-2).

Las concentraciones máximas de este estudio fueron cercanas al promedio de las concentraciones máximas encontradas en diferentes sitios del sur de China (53.14 t ha^{-1}, rango entre 9.43 y 102.2 t ha^{-1}) (Wang et al., 2021). En el caso de las concentraciones mínimas estuvieron por debajo de los resultados observados por Wang et al. (2021) (3.94 t ha^{-1}).

Las contribuciones del carbono almacenado en la BWG a las reservas totales de carbono en el manglar del Pacífico nariñense, fueron similares a las encontradas en el Parque Nacional Mui Ca Mau, en Vietnam, donde dichas concentraciones representaron menos del 8% de las reservas de carbono en el bosque de manglar (Tue et al., 2014). En contraste, los resultados de este estudio fueron superiores a la contribución del carbono en la biomasa de raices y neumatóforos hacia el stock total de carbono en algunos sitios de la Ciénaga Grande de Santa Marta (<3%) (Perdomo et al., 2021).

De acuerdo con Ahmed y Mahmud (2022) en manglares de Bangladesh se ha evidenciado una relación positiva entre las reservas de carbono en la BWG y la densidad de árboles (R^2 = 0.82 para manglares de borde y R^2 = 0.75 para manglares internos). Esta relación no es muy clara en los manglares del Pacifico nariñense (R^2 = 0.27), a pesar de ello, sigue la tendencia encontrada por Adame et al. (2017) quienes hallaron que a escala local, se puede encontrar mayor cantidad de biomasa en bosques de manglar más densos (R^2 = 0.32). Lo anterior puede explicarse por la producción de raíces finas para adquirir recursos limitados cuando la densidad de los árboles es alta y aumenta la competencia (Ahmed & Mahmud, 2022).

Figura 5-2: Diagramas de caja (mediana, cuartiles superior e inferior, mínimo y máximo) del carbono almacenado en la biomasa subterránea del ecosistema de manglar del Pacífico nariñense.



Fuente: este estudio.

5.4 Carbono almacenado en el suelo de manglar

5.4.1 Estadística descriptiva del carbono almacenado observado

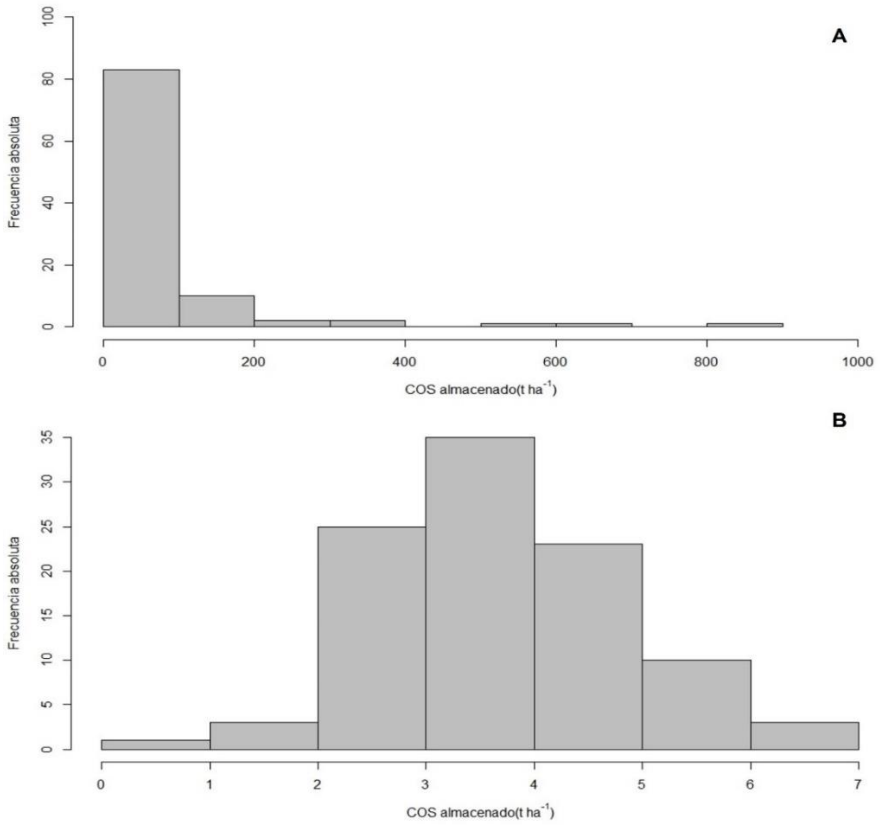
El carbono almacenado entre los 0 y 2 m de profundidad bajo el suelo del ecosistema de manglar del Pacífico nariñense, no mostró una distribución normal, presentando una asimetría positiva. La distribución observada sigue las tendencias de las distribuciones globales del carbono orgánico del suelo (Olmedo & Baritz, 2018). La mayoría de las mediciones estuvieron por debajo de las 100 t ha^{-1} (Figura 5-3 A), con un mínimo de 2.58 t ha^{-1} y un máximo de 896.66 t ha^{-1} (Tabla 5-4).

Tabla 5-4: Estadística descriptiva del carbono almacenado en 28 perfiles de suelo bajo manglares, obtenidos entre los 0 y 2 m de profundidad.

Medida descriptiva	Valor
Media	77.44 (t ha^{-1})
Mediana	37.76 (t ha^{-1})
Desviación estándar	129.05 (t ha^{-1})
Rango	894.08 (t ha^{-1})
Mínimo	2.58 (t ha^{-1})
Máximo	896.66 (t ha^{-1})
Coeficiente de asimetría	4.11

La transformación logarítmica del conjunto de datos produjo una distribución normal y redujo la distribución sesgada, lo cual favoreció el análisis posterior para la predicción de carbono almacenado en el suelo (Figura 5-3 B).

Figura 5-3: Distribución de frecuencias del carbono almacenado en suelo de manglar a diferentes intervalos de profundidad entre los 0 y 2 m (A). Transformación logarítmica del carbono almacenado en suelo de manglar (B).



Fuente: este estudio.

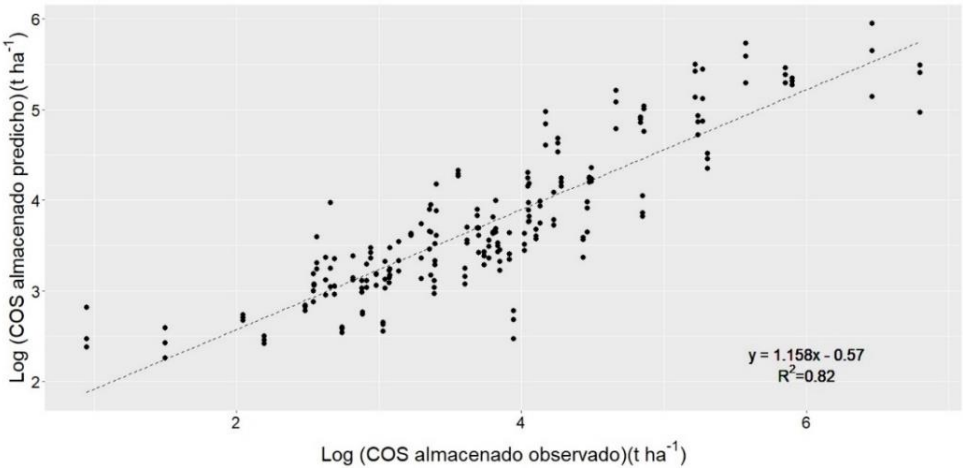
5.4.2 Precisión de la predicción del modelo

El modelo random forest explicó el 80.08% de la varianza del carbono almacenado en el suelo de manglar del Pacífico nariñense. Los resultados de la validación cruzada arrojaron un RMSE promedio de 0.46 t ha^{-1}, un MAE promedio de 0.38 t ha^{-1}, y un R^2 promedio de 0.82, lo cual representa la precisión de la predicción considerando la transformación logarítmica de COS e indica el buen ajuste resultante (Figura 5-4).

El R^2 (0.82) fue mayor comparado con otros modelos similares a nivel global; Sanderman, et al. (2018) y Chatting et al. (2022) encontraron un R^2 de 0.63 y 0.65, respectivamente;

mientras que el modelo de Pham et al. (2020) mostró un R^2 de 0.58 para los stocks de carbono en suelos de ecosistemas de manglar del norte de Vietnam.

Figura 5-4: Regresión lineal entre los datos observados y predichos de COS almacenado. Validación cruzada 10-fold iterada 100 veces.



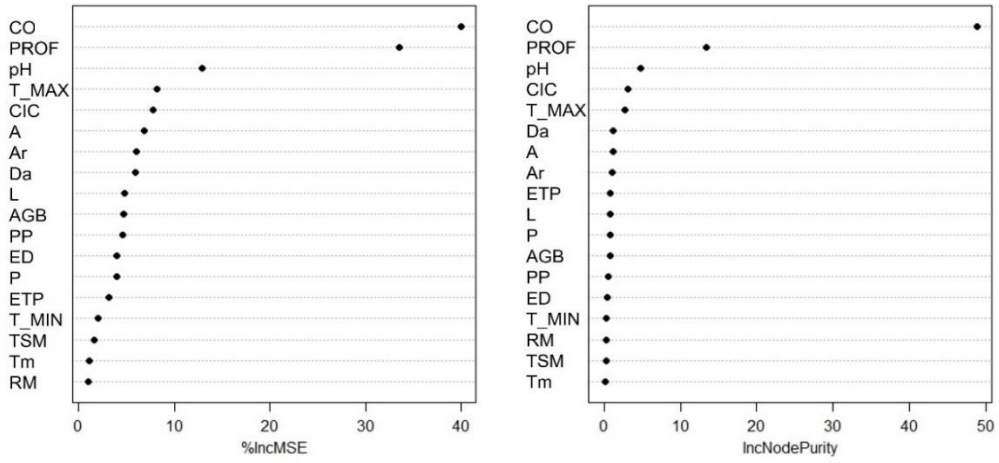
Fuente: este estudio.

5.4.3 Importancia de las variables predictoras

Para la determinación de la relevancia de las variables predictoras del almacenamiento de carbono en el suelo de manglar se utilizó la medida de importancia por permutación aleatoria de variables (IncMSE), la cual cuantifica el decrecimiento del error de la predicción considerando la asociación de una variable predictora con la variable de respuesta del modelo (Breiman, 2003). Entre más fuerte sea esa asociación, mayor será el valor de la medida y más importante será la variable para generar la predicción (Breiman, 2003).

En este estudio, el CO fue la variable que más contribuyó a la precisión de la predicción del carbono almacenado en el suelo de manglar, con un valor IncMSE del 39.96%. Seguida por la PROF, pH, T_MAX y CIC, con un IncMSE de 33.50%, 12.84%, 8.13% y 7.75%, respectivamente (Figura 5-5).

Figura 5-5: Porcentaje de importancia de las variables en la predicción de carbono almacenado en el suelo de manglar a 2 m de profundidad.



Fuente: este estudio.

La variación espacial del almacenamiento de carbono orgánico en los bosques de manglar del Pacífico nariñense tuvo mayor influencia de las variables edafológicas comparadas con variables climatológicas como la temperatura máxima. En primer lugar, el carbono almacenado tuvo una correlación positiva con CO (r = 0.55), variable que más aporta a la variación explicada; resultados que coinciden con Sanderman et al. (2018), donde la variable CO en el modelo de predicción fue cuatro veces mayor a las otras variables.

La profundidad también presentó una correlación positiva con las reservas de COS en bosques de manglar (r = 0.60). Diferentes estudios han evidenciado que la cantidad de COS puede aumentar con la profundidad. Se ha encontrado una cantidad de 45 a 104 t C ha^{-1} a 30 cm del suelo, mientras que a 1 m esta cantidad aumenta de 33 a 465 t C ha^{-1}, y en los 2 m es mayor (46 - 2076 t C ha^{-1}) (Kauffman et al., 2020; Rovai et al., 2018; Zakaria et al., 2021).

Por otro lado, el pH tuvo una correlación negativa con COS (r = -0.22), representando la influencia de las condiciones ácidas del suelo predominantes sobre el almacenamiento de carbono en la zona de estudio (pH promedio de 5.4). Resultados similares fueron hallados por Gao et al. (2019), quienes observaron las mayores reservas de COS (79.10 - 95.97 t

C ha^{-1}) y bajas tasas de descomposición en suelos bajo ecosistemas de manglar a una profundidad de 1 m y con valores de pH entre 4.07 y 5.39.

En cuanto a la capacidad de intercambio catiónico (CIC), presentó una correlación positiva con el COS (r = 0.33). Resultados similares fueron encontrados por Suhaili et al. (2020) con mediciones en campo a una profundidad de 1 m en bosques de manglar de Malasia (r = 0.18). La influencia de la CIC sobre la variación del carbono almacenado en el suelo puede deberse a su relación con la estabilización química de las reservas de carbono (Dey et al., 2021), generada por la formación de agregados (Rowley et al., 2018). Este hecho obstaculiza la degradación de complejos orgánicos por microorganismos y enzimas, restringe la descomposición aeróbica y favorece el almacenamiento de carbono orgánico a lo largo del tiempo (de Souza et al., 2022).

Por otra parte, la importancia de la temperatura máxima con COS (r = 0.18) puede estar asociada a su influencia sobre las tasas de descomposición de carbono orgánico. Se ha observado que altas temperaturas pueden incrementar la descomposición microbiana y reducir el almacenamiento de carbono orgánico en el suelo (Wiesmeier et al., 2019).

Los resultados de la importancia de las variables predictoras para explicar la variación espacial de COS en manglares del Pacífico nariñense, difiere con los modelos a escala global (Jardine & Siikamäki, 2014; Sanderman et al., 2018). La diferencia entre la importancia de variables de modelos globales y el modelo actual, podría explicarse por la variación, a nivel de escala, de los factores que influyen en las dinámicas del carbono orgánico en los manglares (Saavedra-Hortua et al., 2020). Así mismo, podría asociarse a los mecanismos que intervienen en la estabilización química, bioquímica y protección física de la materia orgánica frente a las tasas de descomposición, lo cual controla el almacenamiento de carbono en el subsuelo (>30 cm) (Dey et al., 2021).

5.4.4 Estimaciones del carbono almacenado en el suelo de manglar

Las reservas de carbono a 2 m de profundidad tienden a ser mayores hacia el norte del litoral del departamento de Nariño, especialmente en la zona del Parque Nacional Natural Sanquianga, donde se puede encontrar una cantidad almacenada promedio entre los

283.71 y 373.12 t C ha^{-1}. Así mismo se encontraron altas concentraciones de carbono en el suelo en el área cercana a Bocagrande (Figura 5-6). En contraste, las concentraciones más bajas de carbono almacenado se situaron hacia el área cercana a la bocana de Cabo manglares y la ensenada de Tumaco, con valores promedio entre 73.14 y 176.66 t C ha^{-1} (Figura 5-6).

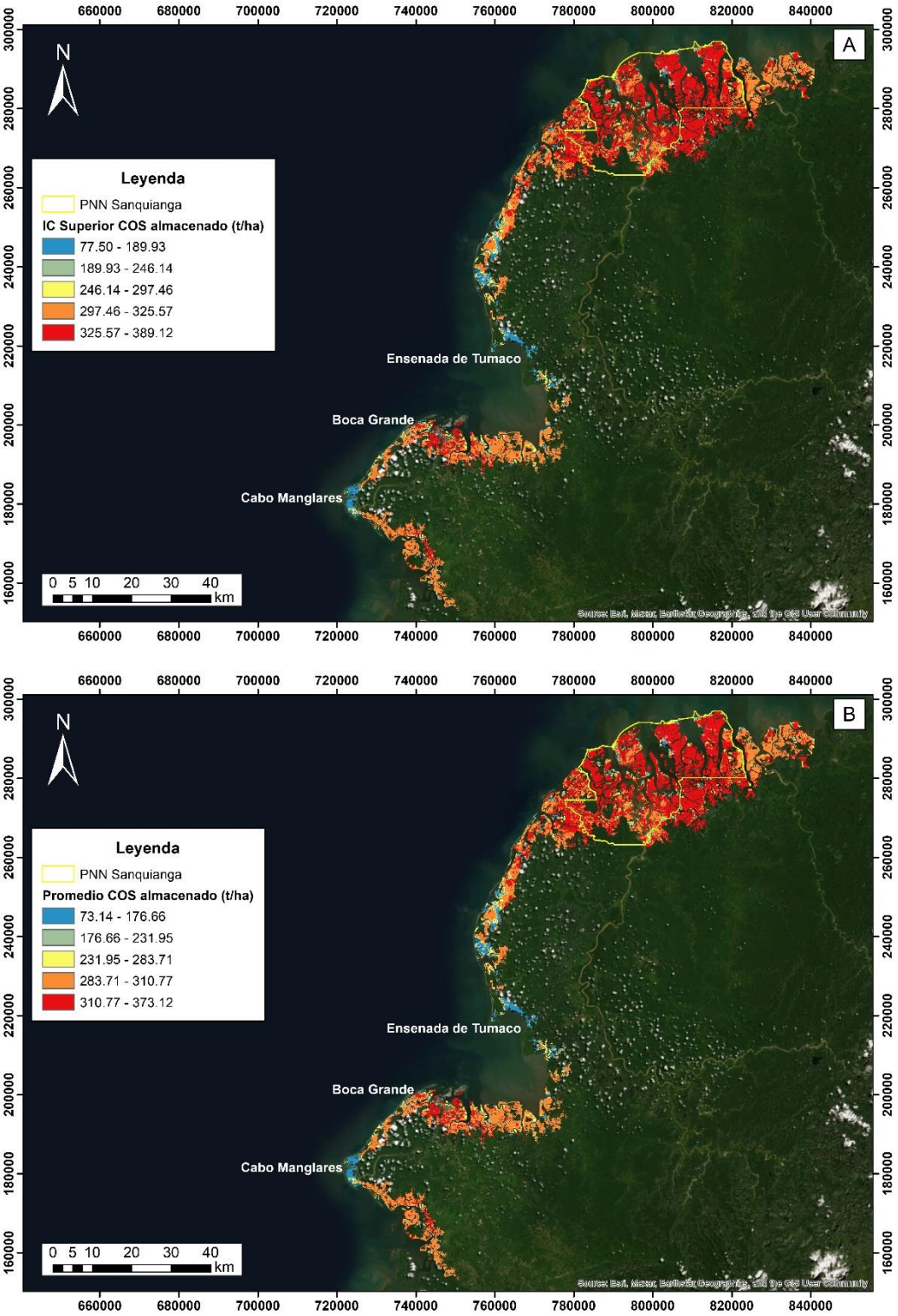
Por otro lado, el promedio del COS a 2 m de profundidad del ecosistema de manglar del Pacífico nariñense fue de 297.56 ± 40.73 t C ha^{-1} con un rango entre 73.14 y 373.12 t C ha^{-1} (Figura 5-6 B). Estos valores son más bajos que los promedios globales resultantes de modelaciones espaciales. Adame et al. (2021) obtuvieron una media de 646.7 ± 150.6 t C ha^{-1} (con un rango de 408.6 a 975.9 t C ha^{-1}) en los 2 m; mientras que Kauffman et al. (2020) predijeron valores entre los 334 y 741 t C ha^{-1} en el suelo de manglares a profundidades de 1 a 3 m, respectivamente.

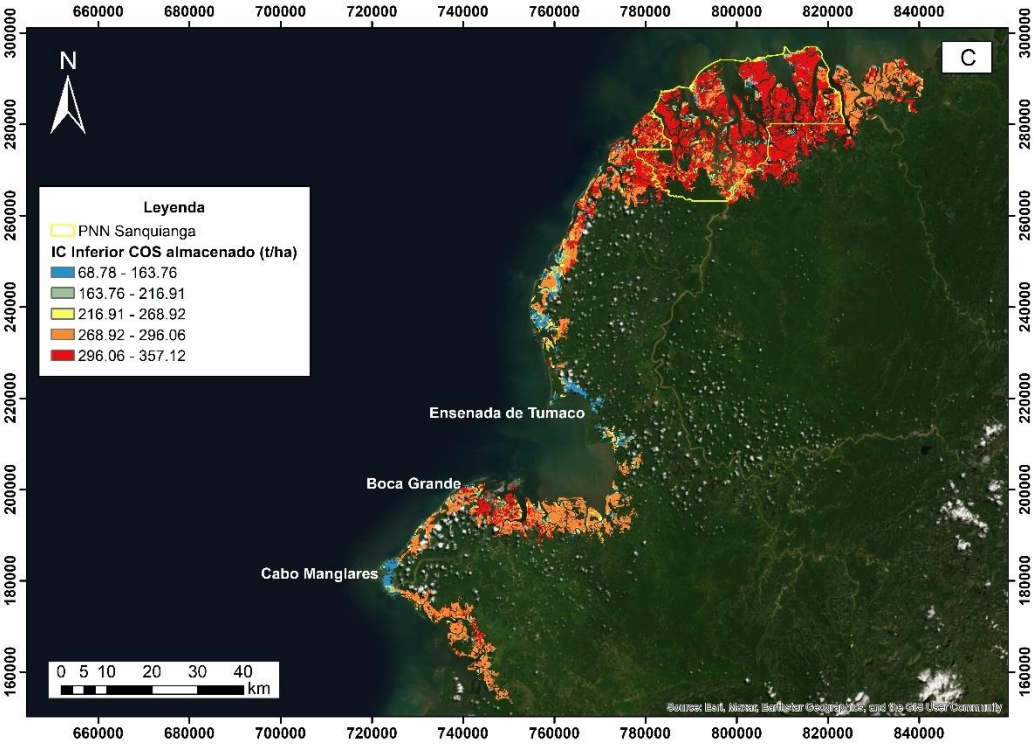
Por su parte, Sanderman et al. (2018) obtuvieron un promedio de 361±136 t C ha^{-1} (con un rango de 86 a 729 t C ha^{-1}) en el metro superior del suelo, el cual aumenta a 505.38 ± 34.05 t C ha^{-1} (con un rango de 237 a 634 t C ha^{-1}) cuando se realiza la extracción del ráster a la zona de estudio. Superior a esos valores, Donato et al. (2011) registran una media de 783.5 t C ha^{-1} en suelos de manglar bajo los 0.8 y 3 m.

Los resultados de las reservas de carbono orgánico en los suelos de manglar del departamento de Nariño, comparados con los resultados obtenidos en modelos globales, sugieren una sobreestimación de los modelos globales sobre la zona de estudio. Esto puede deberse probablemente a que los modelos globales no consideran puntos de muestreo en campo en el área de estudio. Bukoski et al. (2020) hallaron que escalas superiores a escalas locales podrían sobreestimar o subestimar las estimaciones de carbono almacenado en suelos de manglar.

Teniendo en cuenta lo anterior, actualmente existe la necesidad de seguir alimentando bases de datos de variables como el COS, aprovechando la oportunidad que representa los muestreos en campo existentes o heredados (recolectados en el pasado), para el desarrollo de modelos de predicción espacial más precisos (Hengl & MacMillan, 2019).

Figura 5-6: Predicción espacial del almacenamiento de COS a 2 m de profundidad del suelo de manglar del Pacífico nariñense. **A.** Intervalo de confianza superior. **B.** Promedio. **C.** Intervalo de confianza inferior.





Fuente: este estudio.

5.4.5 Incertidumbre del modelo

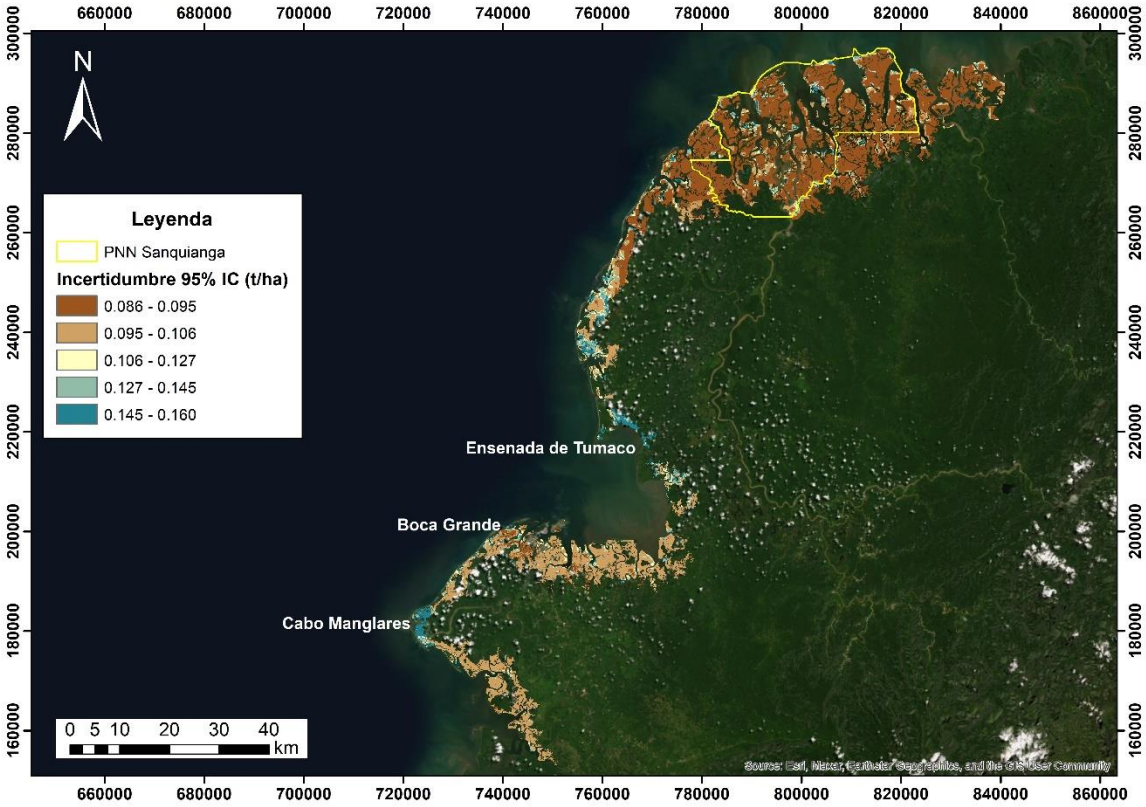
De acuerdo con los intervalos de confianza del 95%, se obtuvieron rangos de COS entre 77.50 y 389.12 t C ha^{-1} para el IC superior (Figura 5-6 A), y rangos entre 68.78 y 357.12 t C ha^{-1} para el IC inferior (Figura 5-6 C). Las reservas totales de carbono orgánico en la zona presentaron un promedio de 36489917.98 t, con un IC superior de 38276357.06 t y un IC inferior de 34703478.91 t.

La mayor incertidumbre de la variación espacial de COS del bosque de manglar estudiado se concentra en la desembocadura del rio Mira, en Cabo Manglares y hacia el municipio de Francisco Pizarro, en la ensenada de Tumaco (Figura 5-7). Estos resultados se ubican precisamente dentro de las zonas con menores reservas de carbono en el suelo.

Los resultados anteriores sugieren que el valor real del contenido de COS tiene una posibilidad del 95% de encontrarse dentro los límites superior e inferior de los intervalos de confianza (Zhou et al., 2020). Además, la incertidumbre medida permitirá guiar futuros

muestreos para mejorar la precisión de las estimaciones del almacenamiento de carbono en el suelo de manglar de la zona.

Figura 5-7: Incertidumbre de la variación espacial de COS a 2 m de profundidad en el bosque de manglar del departamento de Nariño.



Fuente: este estudio.

5.4.6 Carbono almacenado en el suelo de los 10 sitios de estudio

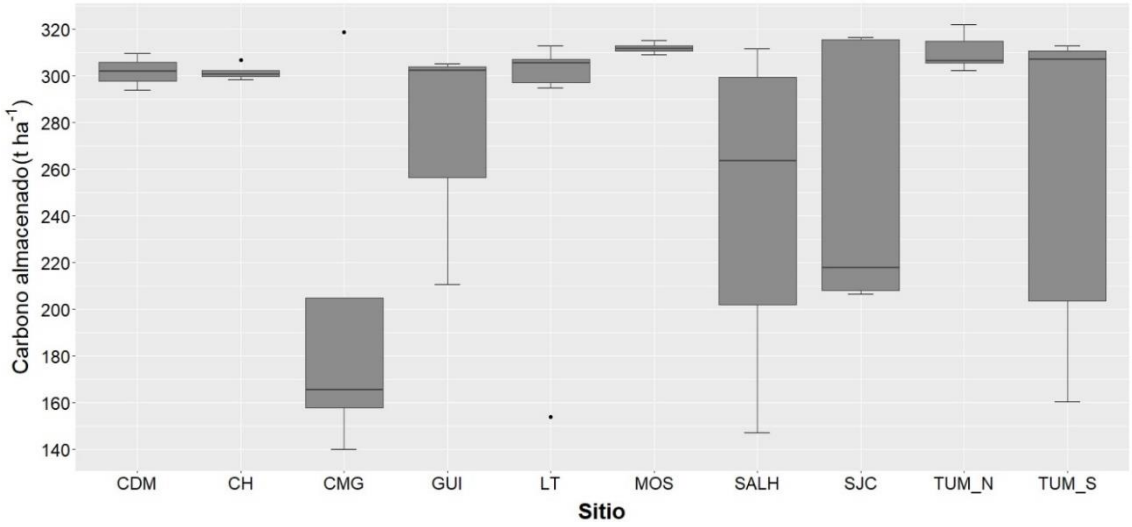
El carbono almacenado en el suelo de manglar a una profundidad de 2 m se halló dentro de un rango medio entre 197.33 ± 40.88 t ha^{-1} y 312 ± 1.29 t ha^{-1}, concentraciones correspondientes a Cabo Manglares y Mosquera, respectivamente (Tabla 5-5). Para el primer sitio, el carbono almacenado en el suelo correspondió al 62.31% del carbono total almacenado y para el segundo sitio, el porcentaje fue del 82.61% (Tabla 5-5).

Tabla 5-5: Carbono almacenado en el suelo del aérea de manglar (promedio ± error estándar) dentro de los 10 sitios evaluados.

Compartimiento	Sitio	Carbono almacenado (t ha^{-1})	Contribución del COS al carbono total almacenado (%)
COS	CMG	197.33 ± 40.88	62.31
COS	SALH	246.82 ± 20.02	71.58
COS	SJC	252.93 ± 25.88	66.81
COS	TUM_S	261.43 ± 30.51	80.85
COS	GUI	272.76 ± 31.04	75.16
COS	LT	279.95 ± 25.31	74.70
COS	CH	301.56 ± 1.79	78.09
COS	CDM	301.84 ± 7.8	80.41
COS	TUM_N	310.27 ± 3.61	82.16
COS	MOS	312 ± 1.29	82.61

Las concentraciones máximas de carbono almacenado en el suelo fueron encontradas en Tumaco Norte (321.99 t ha^{-1}), seguido de Cabo Manglares (318.61 t ha^{-1}) y Mosquera (315.34 t ha^{-1}). En contraste, las concentraciones mínimas fueron tres veces más bajas y se hallaron en Cabo Manglares (139.92 t ha^{-1}), Salahonda (147.13 t ha^{-1}) y La Tola (153.99 t ha^{-1}) (Figura 5-8).

Figura 5-8: Diagramas de caja (mediana, cuartiles superior e inferior, mínimo y máximo) del carbono almacenado en el suelo del ecosistema de manglar del Pacífico nariñense.



Fuente: este estudio.

Comparando las estimaciones de este estudio con algunos de los registros de carbono almacenado ‘in situ’ existentes en suelo de manglar a nivel global, se evidenció que las concentraciones medias del Pacífico nariñense estuvieron por debajo de las encontradas en manglares del Ecuador y África central a 1 m de profundidad y por debajo de las concentraciones halladas en otros sitios del Indo-Pacifico central en una profundidad entre los 2 y 2.5 m (Tabla 5-6). Solo las concentraciones mínimas de carbono almacenado en el suelo fueron cercanas a las encontradas en el Valle del Cauca a una profundidad de 1 m (Palacios et al., 2019).

Por otro lado, las contribuciones del carbono almacenado en el suelo de manglar del Pacífico nariñense a 2 m de profundidad fueron similares a las encontradas por Perdomo et al. (2021) a la misma profundidad (>70%) y por Rozainah et al. (2018) en el primer metro del suelo (entre el 80 y 89%). Pero resultaron más altas que las contribuciones del carbono almacenado dentro de 1 m de profundidad en manglares del Valle del Cauca (<25%) (Palacios et al., 2019).

Tabla 5-6: Carbono almacenado “in situ” en el suelo de ecosistemas de manglar en diferentes sitios del mundo (promedio ± error estándar).

Región	Sitio	Profundidad (m)	COS (t ha^{-1})	Referencia
Pacífico oriental tropical	Isla de Muisne, Ecuador	1	352.83 ± 108.33	DelVecchia et al. (2014)
	Valle del Cauca, Colombia	1	159 ± 14.97	Palacios et al. (2019)
Atlántico tropical	África central	1	335.8 ± 167.36	Ajonina et al. (2014)
Indo-Pacífico central	Parque Nacional Mui Ca Mau, Vietnam	2.5	395.53 ± 63.23	Tue et al. (2014)
	Estuario del río Trat, este de Tailandia	2	598.37 ± 18.08	Kida et al. (2021)

5.5 Carbono total almacenado en el manglar

Se encontraron concentraciones medias de carbono total almacenado por encima de las 300 t ha^{-1}, dentro de un rango medio entre 316.7 ± 32.63 t ha^{-1} y 386.17 ± 18.5 t ha^{-1},

concentraciones halladas en el Chontal y Cabo Manglares, respectivamente (Tabla 5-8), con un promedio general de 359.05 t ha^{-1}.

En comparación con otros ecosistemas de manglar en el mundo, se pudo observar que el carbono total almacenado en el bosque de manglar estudiado estuvo en un rango medio. Resultó ser menor que la media encontrada en Malasia peninsular (470.19 ± 42.32 t ha^{-1}), la costa Pacífica de Honduras (570 ± 128 t ha^{-1}), el Valle del Cauca (648.67 ± 76.85 t ha^{-1}) y África Central (1084.26 ± 178.87 t ha^{-1}), pero se encontró por encima de la media hallada en Jacks Beach, Australia (207 ± 80 t ha^{-1}), Bahía de Málaga (220.2 t ha^{-1}) y la Ciénaga Grande de Santa Marta (328.15 ± 14.1 t ha^{-1}) (Ajonina et al., 2014; Bhomia et al., 2016; Hu et al., 2021; Monsalve & Ramírez, 2015; Palacios et al., 2019; Perdomo, 2020; Rozainah et al., 2018).

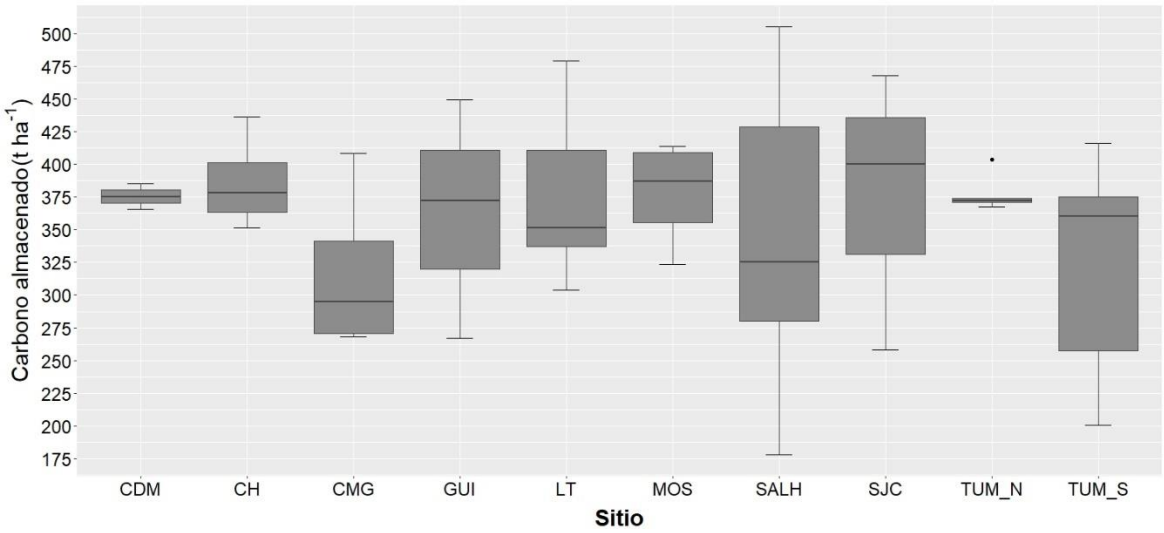
Tabla 5-7: Carbono total almacenado en el ecosistema de manglar (promedio ± error estándar) dentro de los 10 sitios evaluados.

Sitio	Carbono total almacenado (t ha^{-1})
CMG	316.7 ± 32.63
TUM_S	323.35 ± 35.94
SALH	344.82 ± 34.06
GUI	362.92 ± 52.83
LT	374.75 ± 26.8
CDM	375.36 ± 10.03
TUM_N	377.62 ± 6.58
MOS	377.69 ± 20.87
SJC	378.57 ± 37.7
CH	386.17 ± 18.5

Las concentraciones máximas del carbono total almacenado en el manglar se localizaron en Salahonda (504.97 t ha^{-1}), y cercano a ese valor estuvieron las concentraciones en La Tola (479.31 t ha^{-1}). Por otra parte, las concentraciones mínimas también se encontraron en Salahonda (177.94 t ha^{-1}), pero estuvieron seguidas de las concentraciones dentro de Tumaco Sur (200.40 t ha^{-1}) (Figura 5-9). Tanto las reservas máximas y mínimas totales de

carbono en ecosistema de manglar del Pacífico nariñense se hallaron por debajo de las registradas en la costa Pacífica de Honduras (~400 t ha^{-1} y ~900 t ha^{-1}, respectivamente) (Bhomia et al., 2016).

Figura 5-9: Diagramas de caja (mediana, cuartiles superior e inferior, mínimo y máximo) del carbono total almacenado en el ecosistema de manglar del Pacífico nariñense.



Fuente: este estudio.

En general, la distribución de las reservas de carbono en el ecosistema de manglar del Pacífico nariñense fue mayor en el suelo (media de 269.82 ± 8.56 t ha^{-1}), seguida de la biomasa aérea (media de 62.89 ± 4.73 t ha^{-1}) y finalmente en la biomasa subterránea (media de 26.35 ± 1.89 t ha^{-1}). Se pudo evidenciar, que el carbono almacenado dentro del suelo bajo el manglar fue cuatro veces mayor que las concentraciones encontradas en la biomasa aérea y 10 veces mayor que las concentraciones en la biomasa subterránea (Tablas 5-2, 5-3 y 5-5).

Mientras que el promedio del carbono almacenado en la AGB estuvo por encima de la media estimada para el Pacífico colombiano (52.79 ± 13.15 t ha^{-1}) (Bolivar et al., 2018), los promedios del suelo y la biomasa subterránea, estuvieron por debajo de las medias globales (283 ± 193 t ha^{-1} y 30.7 t ha^{-1}, respectivamente) (Atwood et al., 2017; Hutchison et al., 2014).

A nivel global se ha evidenciado que entre el 75 y 95% de las reservas de carbono en manglares se almacena como grandes reservas subterráneas (raíces y suelo), ya que la mayor parte de la biomasa aérea se pierde eventualmente debido a la tala, la descomposición y la exportación a la zona costera adyacente (Alongi, 2014; Donato et al., 2011) Lo anterior es consistente con los resultados de este estudio, donde la biomasa subterránea y el suelo contribuyeron juntos al 82.76% de la concentración total de carbono almacenado en el manglar del Pacífico nariñense.

La variación encontrada en el almacenamiento de carbono entre los comportamientos podría asociarse a la distribución del manglar y las características específicas en su localización. De acuerdo con Twilley et al. (2017) el clima regional (temperatura, precipitación, evapotranspiración), junto con fuerzas geofísicas (descarga de los ríos, mareas, olas), controlan la biogeoquímica del suelo y determinan la estructura (área basal, altura de los árboles) en bosques de manglar, generando variaciones en los stocks de carbono. Así mismo, el tipo de entorno ambiental costero predominante en las zonas donde se ubican los manglares (deltaico, estuarino, lagunar, de costa abierta), determinará los procesos sedimentarios, la disponibilidad y limitación de nutrientes, la descomposición de la materia orgánica y el almacenamiento de carbono en la vegetación (AGB y BWG) y el suelo (Twilley et al., 2018; Worthington et al., 2020).

Por ejemplo, en Tumaco Sur, un sitio con manglares de costa abierta (Anexo B), existen marcadas diferencias en las reservas de COS con las reservas en la AGB de manglares deltaicos (Mosquera y La Tola) y manglares estuarinos (El Chontal) (Figura 5-8 y 5-6) (Anexo B). Se ha encontrado que en entornos deltaicos y estuarinos, los manglares almacenan más biomasa y carbono en el suelo que los de costa abierta, sin embargo, este patrón no es tan claro cuando existe la influencia de altas cargas de sedimentos minerogénicos (Worthington et al., 2020).

Por otro lado, se han encontrado variaciones en las reservas de carbono en los compartimientos de manglar de acuerdo con el tipo de bosque, desde un punto de vista ecológico (de borde, ribereño, interior o enano) (Twilley & Rivera-Monroy, 2009). En los bosques de manglar del Pacífico nariñense se pueden encontrar los de tipo ribereño y de borde (Sánchez et al., 1997). Este tipo de manglares están expuestos a factores

hidrodinámicos (inundación, salinidad) y suministro de sedimentos (orgánico o inorgánico) (Woodroffe et al., 2016), lo cual influirá en el desarrollo estructural del manglar, su acomodación a lo largo de la costa y la distribución de las reservas hacia la parte aérea o subterránea.

6. Conclusiones y recomendaciones

6.1 Conclusiones

Las tres cuartas partes de las reservas del carbono total almacenado en el manglar del Pacífico nariñense se encontraron en el suelo dentro de los dos primeros metros de profundidad, coincidiendo con otros bosques de manglar en el mundo. Resaltando la importancia del suelo de manglar para evitar emisiones de CO_2 por cambios de uso de suelo.

El carbono almacenado en la biomasa aérea del bosque de manglar estudiado se encontró dentro de los rangos esperados para el ecosistema, representando cerca de una sexta parte del carbono total almacenado. Donde la distribución más alta de las reservas de carbono en el manglar del Pacífico nariñense, estuvieron entre Salahonda y San Juan de la Costa, y las más bajas entre en Tumaco Norte y Sur.

Los stocks de carbono en la biomasa subterránea no superaron en promedio el 7% del carbono total almacenado en el ecosistema de manglar del Pacífico nariñense, siguiendo las tendencias globales donde la distribución de carbono es menor en la parte subterránea de los árboles de manglar. Al igual que en el compartimiento aéreo de los manglares estudiados, en la biomasa subterránea, las reservas de carbono más altas se hallaron entre Salahonda y San Juan de la Costa, mientras que las más bajas estuvieron en Tumaco Norte y Sur.

Dentro de las reservas de carbono encontradas en la biomasa aérea y en la biomasa subterránea del bosque de manglar estudiado, se encontró una distribución espacial similar, posiblemente atribuida a la relación del carbono almacenado en dichos

compartimientos con características estructurales del propio bosque (área basal y densidad de árboles, respectivamente).

Las estimaciones de las reservas de carbono en el suelo del bosque de manglar del departamento de Nariño se encontraron por debajo de los modelos globales, suponiendo una sobreestimación de estos últimos, dado que no consideran perfiles de suelo dentro del Pacífico nariñense, ni tampoco tienen en cuenta variables edafológicas para su entrenamiento.

La variabilidad espacial del carbono almacenado en el suelo de manglar de la zona de estudio, entre los dos primeros metros de profundidad, fue explicada principalmente por las variables edafológicas como el carbono orgánico del suelo, la profundidad, el pH y la capacidad de intercambio catiónico; resultado soportado por el buen desempeño del modelo Random Forest.

Las concentraciones más altas del carbono almacenado en suelo de manglar de este estudio se ubicaron hacia la parte noroccidental del litoral del departamento de Nariño, dentro del Parque Nacional Natural Sanquianga, y las más bajas hacia la parte media en la ensenada de Tumaco (Salahonda) y en la zona sur occidental hacia Cabo Manglares. Lo anterior refleja la función indispensable que cumplen las zonas protegidas del país sobre las reservas de carbono en bosques de manglar.

La distribución interna de las reservas de carbono en los manglares del Pacífico nariñense exhibe una fuerte diferenciación entre los compartimientos (biomasa aérea, biomasa subterránea y suelo), lo cual sugiere probablemente la influencia de diferentes factores propios del bosque (características estructurales) y del ambiente (clima, hidrología, geomorfología, sedimentación).

Las reservas de carbono encontradas en el bosque de manglar de este estudio sugieren la importancia de su conservación y manejo sostenible, garantizando su existencia a lo largo del tiempo y con ello el mantenimiento de su capacidad para ofrecer la regulación del clima local y regional.

6.2 Recomendaciones

Se recomienda incluir en los análisis de la distribución de las reservas de carbono en el ecosistema de manglar del Pacifico nariñense diferentes factores climatológicos, hidrológicos, geomorfológicos y edafológicos, determinando su influencia en la variación espacial de dichas reservas.

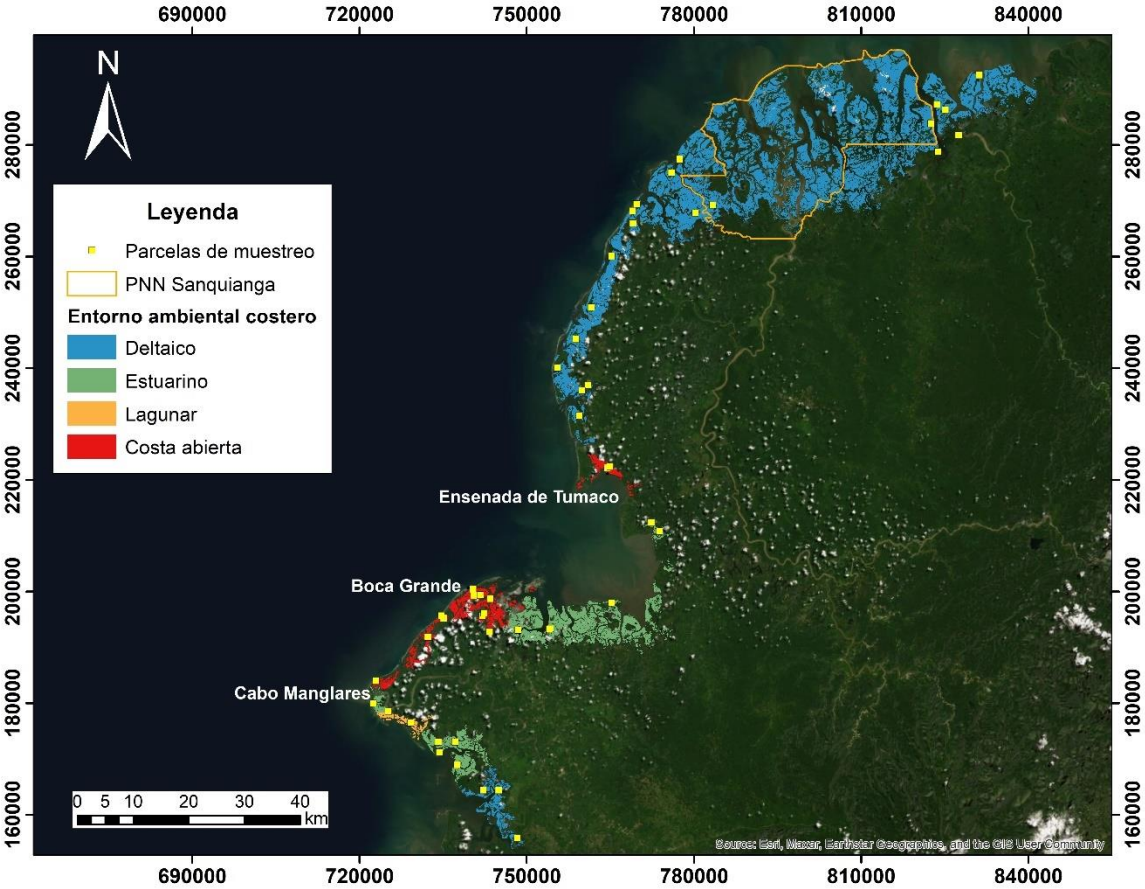
Los resultados de carbono almacenado en suelo de manglar derivados del modelo Random Forest utilizado en el presente estudio, pueden considerarse dentro de los modelos globales para mejorar su precisión.

A. Anexo: Parcelas y sitios de muestreo para la medición de almacenamiento de carbono en el manglar del Pacífico nariñense

Fuente	Sitio	Abreviación	Parcela	Longitud	Latitud
HELIO_SP.CO V.2	La Tola	LT	Cuerval	-78.02150278	2.64260556
HELIO_SP.CO v.2	La Tola	LT	Boca Tapaje	-78.09014866	2.59530394
SIGMA	La Tola	LT	Bc_Iscuande	-78.05552288	2.54558312
SIGMA	La Tola	LT	Bc_Sequihonda_1	-78.0887651	2.51942132
SIGMA	La Tola	LT	BC_Tapage_1	-78.09986111	2.56469444
SIGMA	La Tola	LT	El_Muerto	-78.07633333	2.5865
HELIO_SP.CO v.2	Candelillas del Mar	CDM	Estero_Mongones	-78.8234599	1.48620864
HELIO_SP.CO v.2	Candelillas del Mar	CDM	Punta_del_Avion	-78.79842307	1.48626003
HELIO_SP.CO v.2	Chontal	CH	Estero_la_Gloria	-78.89561111	1.56475
HELIO_SP.CO v.2	Chontal	CH	E_Santo_Domingo	-78.893945	1.548042
HELIO_SP.CO v.2	Chontal	CH	E_Congal	-78.86855556	1.56444444
HELIO_SP.CO v.2	Chontal	CH	E_La_Merera	-78.86552778	1.52738889
HELIO_SP.CO v.2	Cabo Manglares	CMG	Bocanueva	-78.94008333	1.59569444
HELIO_SP.CO v.2	Cabo Manglares	CMG	Estero_Sacajo	-79.00013889	1.62744444
HELIO_SP.CO v.2	Cabo Manglares	CMG	Brazo_A_B_Nueva	-78.97582698	1.6143234
HELIO_SP.CO v.2	Cabo Manglares	CMG	Las_mercedes	-78.99569926	1.66373185
HELIO_SP.CO v.2	Guinulero	GUI	Papayal	-78.88676667	1.76503056
HELIO_SP.CO v.2	Guinulero	GUI	Bocagrande	-78.89061992	1.76905021
HELIO_SP.CO v.2	Guinulero	GUI	Estero_Purún	-78.91223889	1.73461389
HELIO_SP.CO v.2	Tumaco Sur	TUM_S	Estero_Tabacal	-78.82756944	1.80283611
HELIO_SP.CO v.2	Tumaco Sur	TUM_S	Estero_los_Sabalos	-78.82448611	1.768475
HELIO_SP.CO v.2	Tumaco Sur	TUM_S	Estero_del_Medio	-78.82170833	1.77330833
HELIO_SP.CO v.2	Tumaco Sur	TUM_S	Tres_Bocas_Coba	-78.81236647	1.74321703
SIGMA	Tumaco Sur	TUM_S	Tumaco	-78.83822222	1.80205556
SIGMA	Tumaco Sur	TUM_S	Tumaco _1	-78.81141667	1.79641667
HELIO_SP.CO v.2	Tumaco Norte	TUM_N	Estero_Chapilar	-78.71490681	1.74831594
HELIO_SP.CO v.2	Tumaco Norte	TUM_N	Estero_Travesia	-78.71637694	1.74725807
HELIO_SP.CO v.2	Tumaco Norte	TUM_N	Estero_Bagrero	-78.76666667	1.74522222
HELIO_SP.CO v.2	Tumaco Norte	TUM_N	Estero_San_Luis	-78.76666667	1.74575
SIGMA	Tumaco Norte	TUM_N	Trujillo	-78.61588889	1.78938889

HELIO_SP.CO v.2	Salahonda	SALH	El_Bujío	-78.70306944	2.17024167
HELIO_SP.CO v.2	Salahonda	SALH	Estero_Yepes	-78.673025	2.21669722
HELIO_SP.CO v.2	Salahonda	SALH	Estero_Curay	-78.53829722	1.90519444
HELIO_SP.CO v.2	Salahonda	SALH	Estero_Santa_Barbara	-78.62234722	2.00831667
SIGMA	Salahonda	SALH	Ensenada_Miquitos	-78.55186111	1.91930556
SIGMA	Salahonda	SALH	Hojas_Blancas	-78.6537306	2.14185299
SIGMA	Salahonda	SALH	Salahonda_1	-78.66322222	2.13338889
SIGMA	Salahonda	SALH	Salahonda_P1	-78.61852778	2.01005556
SIGMA	Salahonda	SALH	Salahonda_R_2_1	-78.66744444	2.09297222
HELIO_SP.CO v.2	San Juan de la Costa	SJC	Estero_El_Naranjo	-78.614775	2.35109444
HELIO_SP.CO v.2	San Juan de la Costa	SJC	Guachal	-78.58114538	2.42438615
HELIO_SP.CO v.2	San Juan de la Costa	SJC	Estero_Pasadero	-78.64824722	2.26830278
HELIO_SP.CO v.2	San Juan de la Costa	SJC	Estero_Chilingo	-78.58036389	2.404225
SIGMA	San Juan de la Costa	SJC	Pasacaballos	-78.57473899	2.43537746
HELIO_SP.CO v.2	Mosquera	MOS	Tasquilla	-78.5051067	2.50790484
HELIO_SP.CO v.2	Mosquera	MOS	Estero_Cortaderal_1	-78.48011111	2.42046111
HELIO_SP.CO v.2	Mosquera	MOS	Estero_Cortaderal_2	-78.45184722	2.43339444
SIGMA	Mosquera	MOS	Camino_Real	-78.51847222	2.48561111

B. Anexo: Entorno ambiental costero del ecosistema de manglar del Pacífico nariñense



Fuente: (Worthington et al., 2020)

Bibliografía

Abatzoglou, J. T., Dobrowski, S. Z., Parks, S. A., & Hegewisch, K. C. (2018). TerraClimate, a high-resolution global dataset of monthly climate and climatic water balance from 1958-2015. *Scientific Data*, *5*, 1–12. https://doi.org/10.1038/sdata.2017.191

Adame, M. F., Cherian, S., Reef, R., & Stewart-Koster, B. (2017). Mangrove root biomass and the uncertainty of belowground carbon estimations. *Forest Ecology and Management*, *403*, 52–60. https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2017.08.016

Adame, M. F., Connolly, R. M., Turschwell, M. P., Lovelock, C. E., Fatoyinbo, T., Lagomasino, D., Goldberg, L. A., Holdorf, J., Friess, D. A., Sasmito, S. D., Sanderman, J., Sievers, M., Buelow, C., Kauffman, J. B., Bryan-Brown, D., & Brown, C. J. (2021). Future carbon emissions from global mangrove forest loss. *Global Change Biology*, *27*(12), 2856–2866. https://doi.org/10.1111/GCB.15571

Ahmed, R., & Mahmud, K. H. (2022). Potentiality of high-resolution topographic survey using unmanned aerial vehicle in Bangladesh. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, *26*, 100729. https://doi.org/10.1016/J.RSASE.2022.100729

Ajonina, G. N., Kairo, J., Grimsditch, G., Sembres, T., Chuyong, G., & Diyouke, E. (2014). *Assessment of Mangrove Carbon Stocks in Cameroon, Gabon, the Republic of Congo (RoC) and the Democratic Republic of Congo (DRC) Including their Potential for Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation (REDD+)* (Diop, S., J. Barusseau, & C. Descamps (eds.); pp. 177–189). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-06388-1_15

Alongi, D. M. (2014). Carbon cycling and storage in mangrove forests. *Annual Review of Marine Science*, *6*, 195–219. https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010213-135020

Alongi, D. M. (2018). Mangrove Forests. In *Blue Carbon SpringerBriefs in Climate Studies*. Springer. https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-319-91698-9_3

Arrouays, D., Grundy, M. G., Hartemink, A. E., Hempel, J. W., Heuvelink, G. B. M., Hong, S. Y., Lagacherie, P., Lelyk, G., McBratney, A. B., McKenzie, N. J., Mendonca-Santos, M. d. L., Minasny, B., Montanarella, L., Odeh, I. O. A., Sanchez, P. A., Thompson, J. A., & Zhang, G. L. (2014). GlobalSoilMap. Toward a Fine-Resolution Global Grid of Soil Properties. In *Advances in Agronomy* (Vol. 125). https://doi.org/10.1016/B978-0-12-800137-0.00003-0

Atwood, T. B., Connolly, R. M., Almahasheer, H., Carnell, P. E., Duarte, C. M., Lewis, C. J. E., Irigoien, X., Kelleway, J. J., Lavery, P. S., Macreadie, P. I., Serrano, O., Sanders, C. J., Santos, I., Steven, A. D. L., & Lovelock, C. E. (2017). Global patterns in mangrove soil carbon stocks and losses. *Nature Climate Change*, *7*(7), 523–528. https://doi.org/10.1038/NCLIMATE3326

Bejarano M, A., Satizabal C, A., & Zapata, F. A. (1993). Estructura del bosque y granulometría del suelo en un manglar de ribera de la costa Pacífica colombiana. *Boletín Científico CCCP*, *4*, 37–45.

https://doi.org/10.26640/01213423.4.37_45

Benites, V. M., Machado, P. L. O. A., Fidalgo, E. C. C., Coelho, M. R., & Madari, B. E. (2007). Pedotransfer functions for estimating soil bulk density from existing soil survey reports in Brazil. *Geoderma*, *139*(1–2), 90–97. https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2007.01.005

Bermúdez, C., Merly, Á., & Niño, D. (2014). Caracterización de la geomorfología costera y sus coberturas vegetales asociadas, a través de sensores remotos en la bahía de Buenaventura, Valle del Cauca. *Boletín Científico CIOH*, *34*, 49–63. https://doi.org/10.26640/22159045.426

Bettinger, P., Boston, K., Siry, J. P., & Grebner, D. L. (2017). Valuing and Characterizing Forest Conditions. In P. Bettinger, K. Boston, J. P. Siry, & D. L. Grebner (Eds.), *Forest Management and Planning* (Segunda edición, pp. 21–63). Academic Press. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809476-1.00002-3

Bhomia, R. K., Kauffman, J. B., & McFadden, T. N. (2016). Ecosystem carbon stocks of mangrove forests along the Pacific and Caribbean coasts of Honduras. *Wetlands Ecology and Management*, *24*(2), 187–201. https://doi.org/10.1007/S11273-016-9483-1/TABLES/5

Bishop, T. F. A., McBratney, A. B., & Laslett, G. M. (1999). Modeling soil attribute depth functions with equal-area quadratic smoothing splines. *Geoderma*, *91*(1–2), 27–45. https://doi.org/10.1016/S0016-7061(99)00003-8

Blanco-Libreros, J., López-Ródriguez, S., Valencia-Palacios, A., Pérez-Vega, G., & Álvarez-León, R. (2022). *HELIO_SP.CO v.2: Hierarchical, Entity-based and Landscape-level Information Observatory for mangrove SPecies in Colombia, version 2*. https://dataverse.harvard.edu/dataset.xhtml?persistentId=doi:10.7910/DVN/QXQT59

Blanco, J. F., Estrada, E. A., Ortiz, L. F., & Urrego, L. E. (2012). Ecosystem-Wide Impacts of Deforestation in Mangroves: The Urabá Gulf (Colombian Caribbean) Case Study. *International Scholarly Research Network* , *2012*, 1–14. https://doi.org/10.5402/2012/958709

Bolivar, J. M., Gutierrez-Velez, V. H., & Sierra, C. A. (2018). Carbon stocks in aboveground biomass for Colombian mangroves with associated uncertainties. *Regional Studies in Marine Science*, *18*, 145–155. https://doi.org/10.1016/J.RSMA.2017.12.011

Breiman, L. (2001). Random Forests. *Machine Learning 2001 45:1*, *45*(1), 5–32. https://doi.org/10.1023/A:1010933404324

Breiman, L. (2003). *Manual setting up, using, and understanding random forests v4.0*. https://www.stat.berkeley.edu/~breiman/Using_random_forests_v4.0.pdf

Bukoski, J. J., Elwin, A., Mackenzie, R. A., Sharma, S., Purbopuspito, J., Kopania, B., Apwong, M., Poolsiri, R., & Potts, M. D. (2020). The role of predictive model data in designing mangrove forest carbon programs. *Environmental Research Letters*, *15*(8), 084019. https://doi.org/10.1088/1748-9326/AB7E4E

Bunting, P., Rosenqvist, A., Hilarides, L., Lucas, R. M., Thomas, N., Tadono, T., Worthington, T. A., Spalding, M., Murray, N. J., & Rebelo, L.-M. (2022). Global Mangrove Extent Change 1996–2020: Global Mangrove Watch Version 3.0. *Remote Sensing 2022, Vol. 14, Page 3657*, *14*(15), 3657. https://doi.org/10.3390/RS14153657

Centro de Control de Contaminación del Pacífico [CCCP]. (2003). Aportes al entendimiento de la Bahía de Tumaco. Entorno oceanográfico, costero y de riesgos. In *Aportes al entendimiento de la Bahía de Tumaco. Entorno oceanográfico, costero y de riesgos*. Dirección General Marítima. https://doi.org/10.26640/9583352225.2003

Chang, K.-T. (2019). *Introduction to geographic information systems* (9th ed.). McGraw-Hill.

Chatting, M., Al-Maslamani, I., Walton, M., Skov, M. W., Kennedy, H., Husrevoglu, Y. S., & Le Vay, L. (2022). Future Mangrove Carbon Storage Under Climate Change and Deforestation. *Frontiers in Marine Science*, *9*, 58. https://doi.org/10.3389/FMARS.2022.781876/BIBTEX

Chave, J., Coomes, D., Jansen, S., Lewis, S. L., Swenson, N. G., & Zanne, A. E. (2009). Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecology Letters*, *12*(4), 351–366. https://doi.org/10.1111/J.1461-0248.2009.01285.X

Clough, B. F. (1992). Primary Productivity and Growth of Mangrove Forests. In A. I. , Robertson & D. M. Alongi (Eds.), *Coastal and Estuarine Studies Tropical Mangrove Ecosystems* (pp. 225–249). American Geophysical Union (AGU). https://doi.org/10.1029/CE041P0225

Cordero-Llach, L. (1971). *Report on a Wood Testing Programme Carried Out for Undp/sf Project 234, Inventory and Forest Demostrations. Panama. Physical and Mechanical Properties of 113 Species.* IICA. Instituto interamericano de ciencias agricolas, Turrialba - Costa Rica.

Corponariño. (2010). *Caracterización, Diagnóstico y Zonificación de los manglares en el departamento de Nariño | WWF*. https://www.wwf.org.co/?201159/CaracterizacionDiagnosticoZonificacionmanglaresdepartamentoNarino

Costanza, R., de Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., Farber, S., & Grasso, M. (2017). Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem Services*, *28*, 1–16. https://doi.org/10.1016/J.ECOSER.2017.09.008

De La Peña, A., Rojas, C. A., De La Peña, M., Grande, C., Marta, S., De, A., Cesar, P., & Rojas, A. (2010). Valoración económica del manglar por el almacenamiento de carbono, en la Ciénaga Grande de Santa Marta. *Clío América*, *4*(7), 133–150. https://doi.org/10.21676/23897848.400

de Souza, J. J. L. L., Souza, B. I., Xavier, R. A., Cardoso, E. C. M., de Medeiros, J. R., da Fonseca, C. F., & Schaefer, C. E. G. R. (2022). Organic carbon rich-soils in the brazilian semiarid region and paleoenvironmental implications. *CATENA*, *212*, 106101. https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2022.106101

DelVecchia, A. G., Bruno, J. F., Benninger, L., Alperin, M., Banerje, O., & De Dios Morales, J. (2014). Organic carbon inventories in natural and restored Ecuadorian mangrove forests. *PeerJ*, *2014*(1), e388. https://doi.org/10.7717/PEERJ.388/SUPP-1

Dey, A., Ghosh, A., Das, S., Bhattacharyya, R., Tigga, P., Dey, A., Das, S., Bhattacharyya, · R, Tigga, · P, & Ghosh, A. (2021). Belowground Carbon Storage and Dynamics. In *Soil Science: Fundamentals to Recent Advances* (pp. 49–67). Springer, Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-16-0917-6_4

Donato, D. C., Kauffman, J. B., Murdiyarso, D., Kurnianto, S., Stidham, M., & Kanninen, M. (2011). Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience 2011 4:5*, *4*(5), 293–297. https://doi.org/10.1038/ngeo1123

Ellison, J. C. (2015). Vulnerability assessment of mangroves to climate change and sea-level rise impacts. *Wetlands Ecology and Management*, *23*(2), 115–137. https://doi.org/10.1007/S11273-014-9397-8/FIGURES/6

Emadi, M., Taghizadeh-Mehrjardi, R., Cherati, A., Danesh, M., Mosavi, A., & Scholten, T. (2020). Predicting and mapping of soil organic carbon using machine learning algorithms in Northern Iran. *Remote Sensing*,

12(14). https://doi.org/10.3390/rs12142234

Fathizad, H., Taghizadeh-Mehrjardi, R., Hakimzadeh Ardakani, M. A., Zeraatpisheh, M., Heung, B., & Scholten, T. (2022). Spatiotemporal Assessment of Soil Organic Carbon Change Using Machine-Learning in Arid Regions. *Agronomy*, *12*(3). https://doi.org/10.3390/agronomy12030628

Félix-Pico, E., Holguín-Quiñones, O., Hernández-Herrera, A., & Flores-Verdugo, F. (2006). Producción primaria de los mangles del Estero El Conchalito en Bahía de La Paz (Baja California Sur, México). *Ciencias Marinas*, *32*(1A), 53–63. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0185-38802006000200006&lng=es&nrm=iso&tlng=es

Fick, S. E., & Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, *37*(12), 4302–4315. https://doi.org/10.1002/JOC.5086

Figueroa, L., & Álvarez, R. (2011). Evaluación de suelos de manglar en dos localidades de la ensenada de Tumaco, Pacífico colombiano. *Arquivos de Ciências Do Mar*, *44*(1), 12–20.

Fricke, K. (2014). Water Balance Model. In *Analysis and Modelling of Water Supply and Demand Under Climate Change, Land Use Transformation and Socio-Economic Development* (pp. 39–120). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-01610-8_3

Friess, D. A., Rogers, K., Lovelock, C. E., Krauss, K. W., Hamilton, S. E., Lee, S. Y., Lucas, R., Primavera, J., Rajkaran, A., & Shi, S. (2019). The State of the World's Mangrove Forests: Past, Present, and Future. *Annual Review of Environment and Resources*, *44*(April 2021), 89–115. https://doi.org/10.1146/annurev-environ-101718-033302

Fu, Y., Liao, H., & Lv, L. (2021). A comparative study of various methods of handling missing data in unsoda. *Agriculture (Switzerland)*, *11*(8). https://doi.org/10.3390/agriculture11080727

Gao, Y., Zhou, J., Wang, L., Guo, J., Feng, J., Wu, H., & Lin, G. (2019). Distribution patterns and controlling factors for the soil organic carbon in four mangrove forests of China. *Global Ecology and Conservation*, *17*, e00575. https://doi.org/10.1016/J.GECCO.2019.E00575

Garcés, O., & Espinosa, L. (2019). Contaminación por Hidrocarburos en Sedimentos de Manglar del Estuario del Río Mira, Pacífico Colombiano, Afectados por Derrames de Petróleo Crudo. *Bulletin of Marine and Coastal Research*, *48*(1), 159–168.

Guevara, M., Arroyo, C., Brunsell, N., Cruz, C. O., Domke, G., Equihua, J., Etchevers, J., Hayes, D., Hengl, T., Ibelles, A., Johnson, K., de Jong, B., Libohova, Z., Llamas, R., Nave, L., Ornelas, J. L., Paz, F., Ressl, R., Schwartz, A., … Vargas, R. (2020). Soil Organic Carbon Across Mexico and the Conterminous United States (1991–2010). *Global Biogeochemical Cycles*, *34*(3), no. https://doi.org/10.1029/2019GB006219

Gutíerrez, J., Ordoñez, N., Bolívar, S., Bunning, S., Guevara, M., Medina, E., Olivera, C., Olmedo, G., Sevilla, V., & Vargas, R. (2020). Estimación del carbono orgánico en los suelos de ecosistema de páramo en Colombia. *Ecosistemas*, *29*(1), 1–10. https://doi.org/https://doi.org/10.7818/ECOS.1855

Hamilton, S. E., & Casey, D. (2016). Creation of a high spatio-temporal resolution global database of continuous mangrove forest cover for the 21st century (CGMFC-21). *Global Ecology and Biogeography*, *25*(6), 729–738. https://doi.org/10.1111/geb.12449

Hamilton, S. E., & Friess, D. A. (2018). Global carbon stocks and potential emissions due to mangrove deforestation from 2000 to 2012. *Nature Climate Change*, *8*(3), 240–244. https://doi.org/10.1038/s41558-018-0090-4

Hamilton, S. E., Lovette, J. P., Borbor-Cordova, M. J., & Millones, M. (2017). The Carbon Holdings of Northern

Ecuador's Mangrove Forests. *Annals of the American Association of Geographers*, *107*(1), 54–71. https://doi.org/10.1080/24694452.2016.1226160

Hengl, T., & MacMillan, R. . (2019). *Predictive Soil Mapping with R*. https://soilmapper.org/

Hengl, T., Nussbaum, M., Wright, M. N., Heuvelink, G. B. M., & Gräler, B. (2018). Random forest as a generic framework for predictive modeling of spatial and spatio-temporal variables. *PeerJ*, *2018*(8). https://doi.org/10.7717/peerj.5518

Hernández-Blanco, M., Costanza, R., & Cifuentes-Jara, M. (2018). *Valoración económica de los servicios ecosistémicos provistos por los manglares del Golfo de Nicoya*. Conservación Internacional.

Howard, J., Hoyt, S., Isensee, K., Pidgeon, E., & Telszewski, M. (2018). *Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrass meadows*. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature.

Hu, Y., Fest, B. J., Swearer, S. E., & Arndt, S. K. (2021). Fine-scale spatial variability in organic carbon in a temperate mangrove forest: Implications for estimating carbon stocks in blue carbon ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *259*, 107469. https://doi.org/10.1016/J.ECSS.2021.107469

Hutchison, J., Manica, A., Swetnam, R., Balmford, A., & Spalding, M. (2014). Predicting Global Patterns in Mangrove Forest Biomass. *Conservation Letters*, *7*(3), 233–240. https://doi.org/10.1111/CONL.12060

Ideam. (2014). *Atlas Interactivo - Climatológico - IDEAM*. http://atlas.ideam.gov.co/visorAtlasClimatologico.html

IGAC. (2004). *Estudio General de suelos y Zonificación de tierras departamento de Nariño*. Instituto Geográfico Agustín Codazzi.

Invemar. (2010). *Informe del Estado de los Ambientes y Recursos Marinos y Costeros en Colombia: Año 2009*. Serie de Publicaciones Periódicas.

Invemar. (2018). *Manglares* . https://hub.arcgis.com/datasets/4a14d0ccabf540e9a8934a56a2b55442/explore?layer=5&location=8.448780%2C-78.105500%2C6.00

Invemar. (2019). *Servicios Ecosistémicos Marinos y Costeros de Colombia: Énfasis en Manglares Y Pastos Marinos.* INVEMAR. https://aquadocs.org/handle/1834/15783

Invemar. (2020). *Sistema de información para la gestión de los manglares en Colombia (SIGMA)*. http://sigma.invemar.org.co/inicio

Invemar, Univalle, & Corponariño. (2017). *Implementación de acciones que contribuyan a la rehabilitación ecológica de áreas afectadas por hidrocarburos en zona costera y piedemonte del departamento de Nariño*. http://www.invemar.org.co/inicio?p_p_id=101&p_p_lifecycle=0&p_p_state=maximized&p_p_mode=view&_101_struts_action=%2Fasset_publisher%2Fview_content&_101_returnToFullPageURL=%2F&_101_assetEntryId=192196&_101_type=content&_101_urlTitle=implementacion-de-acciones-que-contribuyan-a-la-rehabilitacion-ecologica-de-areas-afectadas-por-hidrocarburos-en-zona-costera-y-piedemonte-del-departa&inheritRedirect=false

Jardine, S. L., & Siikamäki, J. V. (2014). A global predictive model of carbon in mangrove soils. *Environmental Research Letters*, *9*(10). https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/10/104013

Jennerjahn, T. C., Gilman, E., Krauss, K. W., Lacerda, L. D., Nordhaus, I., & Wolanski, E. (2017). Mangrove

ecosystems under climate change. In V. Rivera-Monroy, S. Lee, E. Kristensen, & R. Twilley (Eds.), *Mangrove Ecosystems: A Global Biogeographic Perspective: Structure, Function, and Services* (pp. 211–244). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-62206-4_7/COVER

Kauffman, J. B., Adame, M. F., Arifanti, V. B., Schile-Beers, L. M., Bernardino, A. F., Bhomia, R. K., Donato, D. C., Feller, I. C., Ferreira, T. O., Jesus Garcia, M. del C., MacKenzie, R. A., Megonigal, J. P., Murdiyarso, D., Simpson, L., & Hernández Trejo, H. (2020). Total ecosystem carbon stocks of mangroves across broad global environmental and physical gradients. *Ecological Monographs*, *90*(2), 1–18. https://doi.org/10.1002/ecm.1405

Kauffman, J. B., & Donato, D. (2012). *Protocols for the measurement, monitoring and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests*. Center for International Forestry Research (CIFOR). https://doi.org/10.17528/CIFOR/003749

Kauffman, J. B., Heider, C., Norfolk, J., & Payton, F. (2014). Carbon stocks of intact mangroves and carbon emissions arising from their conversion in the Dominican Republic. *Ecological Applications*, *24*(3), 518–527. https://doi.org/10.1890/13-0640.1

Kauffman, J., Donato, D., & Adame, M. F. (2013). Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares. In *Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares*. CIFOR. http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/

Kida, M., Watanabe, I., Kinjo, K., Kondo, M., Yoshitake, S., Tomotsune, M., Iimura, Y., Umnouysin, S., Suchewaboripont, V., Poungparn, S., Ohtsuka, T., & Fujitake, N. (2021). Organic carbon stock and composition in 3.5-m core mangrove soils (Trat, Thailand). *Science of The Total Environment*, *801*, 149682. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.149682

Komiyama, A., Ong, J. E., & Poungparn, S. (2008). Allometry, biomass, and productivity of mangrove forests: A review. *Aquatic Botany*, *89*(2), 128–137. https://doi.org/10.1016/J.AQUABOT.2007.12.006

Kusumaningtyas, M. A., Hutahaean, A. A., Fischer, H. W., Pérez-Mayo, M., Ransby, D., & Jennerjahn, T. C. (2019). Variability in the organic carbon stocks, sources, and accumulation rates of Indonesian mangrove ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *218*, 310–323. https://doi.org/10.1016/J.ECSS.2018.12.007

Lang, A. P., Madi, M., Torres Boeger, M. R., Reissmann, C. B., Geronazzo Martins, K., E D E B O G O T Á, S., De, F., Departamento, C., & Biología, D. E. (2016). Soil-plant nutrient interactions in two mangrove areas at Southern Brazil. *Acta Biológica Colombiana*, *21*(1), 39–50. https://doi.org/10.15446/ABC.V21N1.42894

Ley 2243, Ley de protección de ecosistemas de manglar y otras disposiciones (08 de Julio de 2022). Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.

Little, E., & Wadsworth, F. (1964). *Trees of Puerto Rico and the Virgin Islands*. US Department of Agriculture. https://doi.org/10.2307/2484965

López-Angarita, J., Roberts, C. M., Tilley, A., Hawkins, J. P., & Cooke, R. G. (2016). Mangroves and people: Lessons from a history of use and abuse in four Latin American countries. *Forest Ecology and Management*, *368*, 151–162. https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2016.03.020

Lyard, F. H., Allain, D. J., Cancet, M., Carrère, L., & Picot, N. (2021). FES2014 global ocean tide atlas: Design and performance. *Ocean Science*, *17*(3), 615–649. https://doi.org/10.5194/OS-17-615-2021

Makonyo, M., & Msabi, M. M. (2021). Identification of groundwater potential recharge zones using GIS-based multi-criteria decision analysis: A case study of semi-arid midlands Manyara fractured aquifer, North-Eastern Tanzania. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, *23*, 100544. https://doi.org/10.1016/J.RSASE.2021.100544

Malone, B., McBratney, A. B., Minasny, B., & Laslett, G. M. (2009). Mapping continuous depth functions of soil carbon storage and available water capacity. *Geoderma*, *154*(1–2), 138–152. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.10.007

Malone, B., Minasny, B., & Mcbratney, A. B. (2017). *Using R for Digital Soil Mapping*. Springer. http://www.springer.com/series/8746

McNally, A., & NASA/GSFC/HSL. (2018). *FLDAS Noah Land Surface Model L4 Global Monthly 0.1 x 0.1 degree (MERRA-2 and CHIRPS) (FLDAS_NOAH01_C_GL_M 001)*. https://disc.gsfc.nasa.gov/datasets/FLDAS_NOAH01_C_GL_M_001/summary

Mejía-Rentería, J. C., Castellanos-Galindo, G. A., Cantera-Kintz, J. R., & Hamilton, S. E. (2018). A comparison of Colombian Pacific mangrove extent estimations: Implications for the conservation of a unique Neotropical tidal forest. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *212*, 233–240. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.07.020

Monsalve, A., & Ramírez, G. (2015). *Caracterización de la estructura y contenido de carbono de los bosques de manglar en el área de jurisdicción del Consejo comunitario La Plata, Bahía Málaga, Valle del Cauca*. http://climares.invemar.org.co/proyectos/-/asset_publisher/3W2QxkeIz5Ex/content/id/41676

Murillo-Sandoval, P. J., Fatoyinbo, L., & Simard, M. (2022). Mangroves Cover Change Trajectories 1984-2020: The Gradual Decrease of Mangroves in Colombia. *Frontiers in Marine Science*, *9*, 1277. https://doi.org/10.3389/FMARS.2022.892946/BIBTEX

NASA Goddard Space Flight Center, & Ocean Ecology Laboratory. (2014). *MODIS-Aqua Ocean Color Data; NASA Goddard Space Flight Center, Ocean Ecology Laboratory, Ocean Biology Processing Group*. https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/data/aqua/

Olmedo, G. ., & Baritz, R. (2018). Preparation of local soil data. In Y. Yigini, G. . Olmedo, S. Reiter, R. Baritz, K. Viatkin, & R. . Vargas (Eds.), *Soil Organic Carbon Mapping Cookbook* (2nd ed., pp. 19–35). FAO. https://fao-gsp.github.io/SOC-Mapping-Cookbook/index.html

Palacios, M., Vargas, E., & de la Pava, M. (1990). Determinación del aporte de materia orgánica del Manglar en la zona de Bocagrande. *Boletín Científico CCCP*, *1*(1), 55–72. https://doi.org/10.26640/01213423.1.55_72

Palacios Peñaranda, M. L., Cantera Kintz, J. R., & Peña Salamanca, E. J. (2019). Carbon stocks in mangrove forests of the Colombian Pacific. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *227*(May), 106299. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106299

Parques Nacionales Naturales de Colombia [PNNC]. (2017). *Actualización plan de manejo Parque Nacional Natural Sanquianga 2018-2023*. https://www.parquesnacionales.gov.co/portal/wp-content/uploads/2020/10/plan-de-manejo-pnn-sanquianga.pdf

Parra, A. S., & Restrepo Ángel, J. D. (2014). The environmental collapse in the Patía river, Colombia: Morphological variations and impacts on mangrove ecosystems. *Latin American Journal of Aquatic Research*, *42*(1), 40–60. https://doi.org/10.3856/vol42-issue1-fulltext-4

Perdomo-Trujillo, L. V., Mancera-Pineda, J. E., Medina-Calderón, J. H., Sánchez-Núñez, D. A., & Schnetter, M. L. (2021). Effect of Restoration Actions on Organic Carbon Pools in the Lagoon—Delta Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean. *Water 2021, Vol. 13, Page 1297*, *13*(9), 1297. https://doi.org/10.3390/W13091297

Perdomo, L. (2020). *Biomasa y producción radicular en manglares de cuenca neotropicales a lo largo de una trayectoria de restauración y su contribución a las reservas de carbono en el ecosistema*. Universidad Nacional de Colombia.

Pham, T. D., Yokoya, N., Nguyen, T. T. T., Le, N. N., Ha, N. T., Xia, J., Takeuchi, W., & Pham, T. D. (2020). Improvement of Mangrove Soil Carbon Stocks Estimation in North Vietnam Using Sentinel-2 Data and Machine Learning Approach. *Https://Doi.Org/10.1080/15481603.2020.1857623*, *58*(1), 68–87. https://doi.org/10.1080/15481603.2020.1857623

Phillips, S., & US National Oceanographic Data Center. (2011). *AVHRR Pathfinder version 5.0 global 4km sea surface temperature (SST) day-night monthly and yearly averages for 1985-2009 (NCEI Accession 0077816)*. https://www.ncei.noaa.gov/access/metadata/landing-page/bin/iso?id=gov.noaa.nodc:0077816

Poggio, L., De Sousa, L. M., Batjes, N. H., Heuvelink, G. B. M., Kempen, B., Ribeiro, E., & Rossiter, D. (2021). SoilGrids 2.0: Producing soil information for the globe with quantified spatial uncertainty. *Soil*, *7*(1), 217–240. https://doi.org/10.5194/soil-7-217-2021

R Core Team. (2021). *R: The R Stats Package*. https://stat.ethz.ch/R-manual/R-devel/library/stats/html/stats-package.html

R Core Team. (2022). *Package 'caret.'* CRAN. https://cran.r-project.org/web/packages/caret/caret.pdf

Resolución 1447, se reglamenta el Sistema de monitoreo, reporte y verificación de las acciones de mitigación a nivel nacional (01 de Agosto de 2018). Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.

Rodríguez-Rodríguez, J. A., Sierra-Correa, P. C., Gómez-Cubillos, M. C., & Villanueva, L. V. L. (2016). Mangroves of Colombia. In C. . Finlayson, G. . Milton, R. . Prentice, & N. Davidson (Eds.), *The Wetland Book* (pp. 1–10). Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-007-6173-5_280-2

Romero-Berny, E. I., Acosta-Velázquez, J., Tovilla-Hernández, C., Schmook, B., & Gómez-Ortega, R. (2016). Cambios de cobertura y fragmentación de manglares en la región del Soconusco, Chiapas, México, 1994-2011 . *Revista Geográfica de América Central*, *1*(54), 153–169. https://doi.org/10.15359/RGAC.1-54.7

Rovai, A. S., Riul, P., Twilley, R. R., Castañeda-Moya, E., Rivera-Monroy, V. H., Williams, A. A., Simard, M., Cifuentes-Jara, M., Lewis, R. R., Crooks, S., Horta, P. A., Schaeffer-Novelli, Y., Cintrón, G., Pozo-Cajas, M., & Pagliosa, P. R. (2016). Scaling mangrove aboveground biomass from site-level to continental-scale. *Global Ecology and Biogeography*, *25*(3), 286–298. https://doi.org/10.1111/GEB.12409

Rovai, A. S., Twilley, R. R., Castañeda-Moya, E., Riul, P., Cifuentes-Jara, M., Manrow-Villalobos, M., Horta, P. A., Simonassi, J. C., Fonseca, A. L., & Pagliosa, P. R. (2018). Global controls on carbon storage in mangrove soils. *Nature Climate Change*, *8*(6), 534–538. https://doi.org/10.1038/s41558-018-0162-5

Rowley, M. C., Grand, S., & Verrecchia, É. P. (2018). Calcium-mediated stabilisation of soil organic carbon. *Biogeochemistry*, *137*(1–2), 27–49. https://doi.org/10.1007/S10533-017-0410-1/FIGURES/3

Rozainah, M. Z., Nazri, M. N., Sofawi, A. B., Hemati, Z., & Juliana, W. A. (2018). Estimation of carbon pool in soil, above and below ground vegetation at different types of mangrove forests in Peninsular Malaysia.

Marine Pollution Bulletin, *137*, 237–245. https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2018.10.023

Saavedra-Hortua, D. A., Friess, D. A., Zimmer, M., & Gillis, L. G. (2020). Sources of Particulate Organic Matter across Mangrove Forests and Adjacent Ecosystems in Different Geomorphic Settings. *Wetlands*, *40*(5), 1047–1059. https://doi.org/10.1007/S13157-019-01261-9/FIGURES/7

Sahu, B., Ghosh, A. K., & Seema. (2021). Deterministic and geostatistical models for predicting soil organic carbon in a 60 ha farm on Inceptisol in Varanasi, India. *Geoderma Regional*, *26*, e00413. https://doi.org/10.1016/J.GEODRS.2021.E00413

Sánchez, H., Álvarez, R., Guevara, O., Zamora, A., Rodríguez, H., & Bravo, H. (1997). *Diagnóstico y zonificación preliminar de los manglares del Pacífico de Colombia*. Ministerio del Medio Ambiente.

Sanderman, J., Hengl, T., Fiske, G., Solvik, K., Adame, M. F., Benson, L., Bukoski, J. J., Carnell, P., Cifuentes-Jara, M., Donato, D., Duncan, C., Eid, E. M., Ermgassen, P. Z., Lewis, C. J. E., Macreadie, P. I., Glass, L., Gress, S., Jardine, S. L., Jones, T. G., … Landis, E. (2018). A global map of mangrove forest soil carbon at 30 m spatial resolution. *Environmental Research Letters*, *13*(5). https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabe1c

Sasmito, S. D., Kuzyakov, Y., Lubis, A. A., Murdiyarso, D., Hutley, L. B., Bachri, S., Friess, D. A., Martius, C., & Borchard, N. (2020). Organic carbon burial and sources in soils of coastal mudflat and mangrove ecosystems. *Catena*, *187*(December 2019), 104414. https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104414

Simard, M., Fatoyinbo, L., Smetanka, C., Rivera-Monroy, V. H., Castañeda-Moya, E., Thomas, N., & Van der Stocken, T. (2019). Mangrove canopy height globally related to precipitation, temperature and cyclone frequency. *Nature Geoscience*, *12*(1), 40–45. https://doi.org/10.1038/s41561-018-0279-1

Southwell, C. R., & Bultman, J. D. (1971). Marine Borer Resistance of Untreated Woods Over Long Periods of Immersion in Tropical Waters. *Biotropica*, *3*(1), 81. https://doi.org/10.2307/2989709

Stekhoven, D. J., & Bühlmann, P. (2012). MissForest—non-parametric missing value imputation for mixed-type data. *Bioinformatics*, *28*(1), 112–118. https://doi.org/10.1093/BIOINFORMATICS/BTR597

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 & Environment*, *164*, 80–99. https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2012.10.001

Suhaili, N. S., Fei, J. L. J., Sha'ari, F. W., Idris, M. I., Hatta, S. M., Kodoh, J., & Besar, N. A. (2020). Carbon stock estimation of mangrove forest in Sulaman Lake Forest Reserve, Sabah, Malaysia. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, *21*(12), 5657–5664. https://doi.org/10.13057/BIODIV/D211223

Taillardat, P., Friess, D. A., & Lupascu, M. (2018). Mangrove blue carbon strategies for climate change mitigation are most effective at the national scale. *Biology Letters*, *14*(10). https://doi.org/10.1098/rsbl.2018.0251

Tanner, M. K., Moity, N., Costa, M. T., Marin Jarrin, J. R., Aburto-Oropeza, O., & Salinas-de-León, P. (2019). Mangroves in the Galapagos: Ecosystem services and their valuation. *Ecological Economics*, *160*(June 2018), 12–24. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.01.024

Trettin, C. C., Dai, Z., Tang, W., Lagomasino, D., Thomas, N., Lee, S. K., Simard, M., Ebanega, M. O., Stoval, A., & Fatoyinbo, T. E. (2021). Mangrove carbon stocks in Pongara National Park, Gabon. *Estuarine,*

Coastal and Shelf Science, *259*(April 2020). https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107432

Tue, N. T., Dung, L. V., Nhuan, M. T., & Omori, K. (2014). Carbon storage of a tropical mangrove forest in Mui Ca Mau National Park, Vietnam. *CATENA*, *121*, 119–126. https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2014.05.008

Twilley, R. R., Castañeda-Moya, E., Rivera-Monroy, V. H., & Rovai, A. (2017). Productivity and carbon dynamics in mangrove wetlands. In V. . Rivera-Monroy, S. . Lee, E. . Kristensen, & R. Twilley (Eds.), *Mangrove Ecosystems: A Global Biogeographic Perspective: Structure, Function, and Services* (pp. 113–162). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-62206-4_5/FIGURES/14

Twilley, R. R., & Rivera-Monroy, V. H. (2009). Ecogeomorphic Models of Nutrient Biogeochemistry for Mangrove Wetlands. In *Coastal Wetlands: An Integrated Ecosystem Approach* (First edit, Issue June, pp. 641–684). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53103-2.00023-5

Twilley, R. R., Rivera-Monroy, V. H., Rovai, A. S., Castañeda-Moya, E., & Davis, S. (2019). Mangrove Biogeochemistry at Local to Global Scales Using Ecogeomorphic Approaches. In G. . Perillo, E. . Wolanski, D. . Cahoon, & Hopkinson C. (Eds.), *Coastal Wetlands: An Integrated Ecosystem Approach* (pp. 717–785). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63893-9.00021-6

Twilley, R. R., Rovai, A. S., & Riul, P. (2018). Coastal morphology explains global blue carbon distributions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *16*(9), 503–508. https://doi.org/10.1002/FEE.1937

Wadoux, A. M. J.-C., Odeh, I. O. A., & McBratney, A. B. (2021). Overview of Pedometrics. *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822974-3.00001-X

Wang, G., Singh, M., Wang, J., Xiao, L., & Guan, D. (2021). Effects of marine pollution, climate, and tidal range on biomass and sediment organic carbon in Chinese mangrove forests. *CATENA*, *202*, 105270. https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2021.105270

Wang, N., Xue, J., Peng, J., Biswas, A., He, Y., & Shi, Z. (2020). Integrating remote sensing and landscape characteristics to estimate soil salinity using machine learning methods: A case study from southern xinjiang, china. *Remote Sensing*, *12*(24), 1–21. https://doi.org/10.3390/rs12244118

Wang, S., Adhikari, K., Wang, Q., Jin, X., & Li, H. (2018). Role of environmental variables in the spatial distribution of soil carbon (C), nitrogen (N), and C:N ratio from the northeastern coastal agroecosystems in China. *Ecological Indicators*, *84*, 263–272. https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2017.08.046

Wicaksono, P., Danoedoro, P., Hartono, & Nehren, U. (2015). Mangrove biomass carbon stock mapping of the Karimunjawa Islands using multispectral remote sensing. *Https://Doi.Org/10.1080/01431161.2015.1117679*, *37*(1), 26–52. https://doi.org/10.1080/01431161.2015.1117679

Wiesmeier, M., Urbanski, L., Hobley, E., Lang, B., von Lützow, M., Marin-Spiotta, E., van Wesemael, B., Rabot, E., Ließ, M., Garcia-Franco, N., Wollschläger, U., Vogel, H. J., & Kögel-Knabner, I. (2019). Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma*, *333*, 149–162. https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2018.07.026

Woodroffe, C. D., Rogers, K., McKee, K. L., Lovelock, C. E., Mendelssohn, I. A., & Saintilan, N. (2016). Mangrove Sedimentation and Response to Relative Sea-Level Rise. *Http://Dx.Doi.Org/10.1146/Annurev-Marine-122414-034025*, *8*, 243–266. https://doi.org/10.1146/ANNUREV-MARINE-122414-034025

Worthington, T. A., zu Ermgassen, P. S. E., Friess, D. A., Krauss, K. W., Lovelock, C. E., Thorley, J., Tingey, R., Woodroffe, C. D., Bunting, P., Cormier, N., Lagomasino, D., Lucas, R., Murray, N. J., Sutherland, W.

J., & Spalding, M. (2020). A global biophysical typology of mangroves and its relevance for ecosystem structure and deforestation. *Scientific Reports 2020 10:1*, *10*(1), 1–11. https://doi.org/10.1038/s41598-020-71194-5

Yang, R. M., Zhang, G. L., Liu, F., Lu, Y. Y., Yang, F., Yang, F., Yang, M., Zhao, Y. G., & Li, D. C. (2016). Comparison of boosted regression tree and random forest models for mapping topsoil organic carbon concentration in an alpine ecosystem. *Ecological Indicators*, *60*, 870–878. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.08.036

Zakaria, R. M., Chen, G., Chew, L. L., Sofawi, A. B., Moh, H. H., Chen, S., Teoh, H. W., & Adibah, S. Y. S. N. (2021). Carbon stock of disturbed and undisturbed mangrove ecosystems in Klang Straits, Malaysia. *Journal of Sea Research*, *176*, 102113. https://doi.org/10.1016/J.SEARES.2021.102113

Zarate-Barrera, T. G., & Maldonado, J. H. (2015). Valuing blue carbon: Carbon sequestration benefits provided by the marine protected areas in Colombia. *PLoS ONE*, *10*(5), 1–22. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0126627

Zeraatpisheh, M., Garosi, Y., Reza Owliaie, H., Ayoubi, S., Taghizadeh-Mehrjardi, R., Scholten, T., & Xu, M. (2022). Improving the spatial prediction of soil organic carbon using environmental covariates selection: A comparison of a group of environmental covariates. *Catena*, *208*(September 2021), 105723. https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105723

Zhang, Z., Li, J., Tsui, C. C., & Chen, Z. S. (2020). The Study of Gaining More Detailed Variability Information of Soil Organic Carbon in Surface Soils and Its Significance to Enriching the Existing Soil Database. *Sustainability 2020, Vol. 12, Page 4866*, *12*(12), 4866. https://doi.org/10.3390/SU12124866

Zhou, Y., Xue, J., Chen, S., Zhou, Y., Liang, Z., Wang, N., & Shi, Z. (2020). Fine-resolution mapping of soil total nitrogen across china based on weighted model averaging. *Remote Sensing*, *12*(1), 1–18. https://doi.org/10.3390/RS12010085