UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE COLOMBIA

Reservas de carbono orgánico en manglares del Pacífico colombiano y su relación con el grado de intervención antrópica

Luisa Fernanda Gómez García

Universidad Nacional de Colombia
Facultad de Ciencias, Departamento de Biología
Bogotá D.C., Colombia
2024

Reservas de carbono orgánico en manglares del Pacífico colombiano y su relación con el grado de intervención antrópica

Luisa Fernanda Gómez García

Tesis presentada como requisito parcial para optar al título de:

Magister en Ciencias - Biología

Director:

(Ph.D.) José Ernesto Mancera Pineda

Codirectora:

(Ph.D.) Laura Victoria Perdomo Trujillo

Línea de Investigación:

Ecología de Ecosistemas Marinos y Costeros

Grupo de Investigación:

Modelación de Ecosistemas Costeros

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ciencias, Departamento de Biología

Bogotá D.C., Colombia

2024

Los Manglares

Amos en la heredad de los esteros,
príncipes orgullosos de los mares,
los vientos les enseñan sus cantares,
y son del litoral, tiernos señeros.
Majestuosos y altivos se levantan,
¡los nativos MANGLARES!

Oficiando de insomnes centinelas,
escudriñando ignotas lejanías,
las auroras y ocasos de los días,
y el mágico vaivén de blancas velas,
al paso de los años se agitan,
¡los nativos MANGLARES!

Hincan sus laberintos de raíces,
para erguidos otear el horizonte,
en sus ramas anidan los sinsontes,
y sus renuevos se llenan de matices,
con su vistosidad, el entorno encanta,
¡los nativos MANGLARES!

Dioses en el Olimpo del paisaje,
refugio de emigrantes criaturas,
del mar conocen calmas y bravuras,
y disfrutan las caricias del oleaje,
ante las tempestades no se espantan,
¡los nativos MANGLARES!

Pero el hombre inclemente lo depreda,
sin valorar sus múltiples bondades,
sin pensar que de sus verdes mocedades,
tras la criminal tala nada queda.
Al infinito cuentan sus pesares,
¡los nativos MANGLARES!

Lucrecia Panchano
Poetisa colombiana – Guapi (Cauca).

Agradecimientos

Agradezco profundamente a mi familia, mis padres Elizabeth y Nestor, y mis hermanas Kathe y Diana, por su inquebrantable apoyo, comprensión y paciencia a lo largo de esta travesía académica. Su respaldo constante ha sido mi motor.

Al profesor Ernesto Mancera y a la Dra. Laura Perdomo Trujillo por su invaluable tiempo, orientación, vasto conocimiento y experiencia. Su guía ha sido fundamental en cada etapa de este proceso. Agradezco especialmente por su paciencia, constancia, y la confianza depositada en mí. Sus ánimos y apoyo técnico y científico han sido determinantes desde la propuesta inicial, durante la fase de campo, hasta la revisión del documento final. En resumen, gracias por ser mi faro en este proceso.

A la Universidad Nacional de Colombia en las sedes de Bogotá y Palmira por el respaldo técnico y científico, y al laboratorio de suelos de la sede Palmira, por facilitar el análisis de las muestras de suelo. Además, agradezco al programa de Maestría en Ciencias – Biología, por brindarme esta invaluable oportunidad de crecimiento académico. Agradezco al auxiliar de laboratorio Pastor Riaño, por su asistencia en el suministro de materiales y apoyo con los equipos necesarios para llevar a cabo esta investigación.

Esta investigación fue financiada por el Sistema General de Regalía (FCTeI-SGR) proyecto “Investigación de servicios ecosistémicos derivados de bosques de manglar en el Pacífico colombiano, Valle del Cauca, Nariño, Cauca y Chocó” BPIN 2020000100054. Se agradece a Parques Nacionales Naturales por el permiso de ingreso en el PNN-Uramba Bahía de Málaga (autorización de recolección No. 013 de 2021). Agradezco nuevamente a la Universidad Nacional por apoyar mi participación en el Seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar SENALMAR - 2022, y a la universidad y a la Fundación Rufford por apoyar mi participación en el congreso Mangroves, Macrobenthos and Management MMM6 – 2023.

A mis compañeros de la Universidad Nacional de Colombia y de la Universidad del Valle por su colaboración y apoyo constante, especialmente a John Dorado, Paola Echeverry y David Vasquez por su solidaridad, risas, compañía, y por estar siempre dispuestos a colaborar y compartir su sabiduría y apoyo sobre todo durante la fase de campo. Agradezco a Marcela Lopez, por su valiosa contribución en el laboratorio de biomasa de raíces finas.

A Camilo Quesada, tu apoyo constante, tanto emocional, anímico, como en conocimientos científicos y técnicos, ha sido fundamental en cada etapa, desde el trabajo de campo hasta la redacción del documento. Gracias por compartir conmigo tu sabiduría y tranquilidad, han sido invaluables, pero más allá de eso, agradezco las risas compartidas, el amor brindado y la paciencia inagotable. Tu presencia ha hecho que este proceso sea significativamente más llevadero y enriquecedor. Eres una persona maravillosa, y no tengo más que gratitud por todo lo que has aportado a este proceso y a mi crecimiento personal. Gracias por ser mi apoyo constante y por hacer que mi maestría fuera una experiencia más hermosa, sin ti este trabajo habría sido casi imposible.

A mis amigos Angie Pinzón, Camilo Mora, y Andrés Cristancho, por su apoyo emocional y darme siempre ánimo, por estar para mí siempre que los he necesitado.

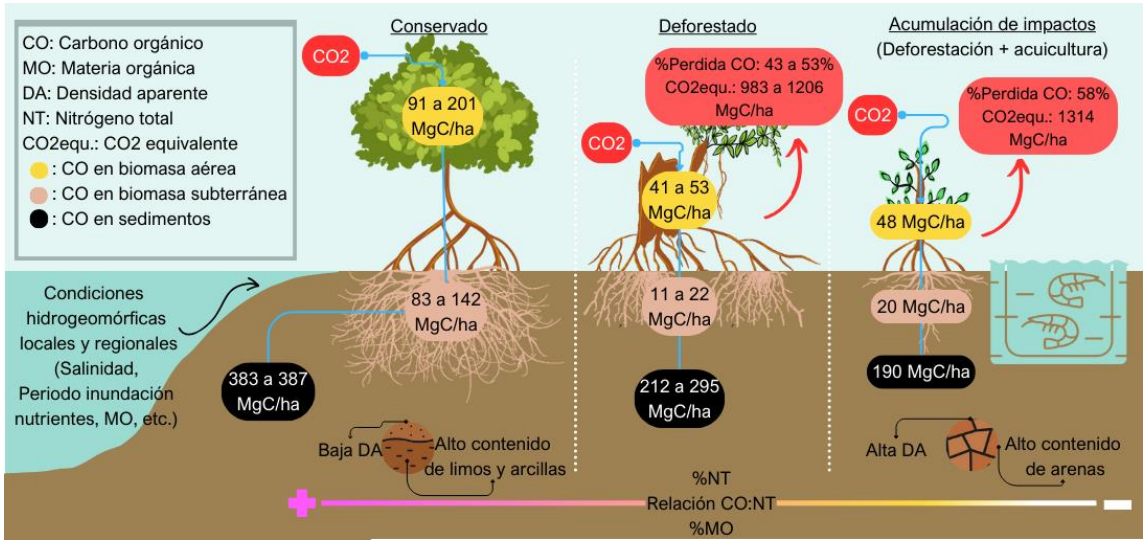
Finalmente, quiero reconocer y agradecer a los habitantes de las zonas de estudio, sobre todo a Don Antonio en Buenaventura y a Jhovany en Tumaco. Su apoyo y conocimiento han sido fundamentales para la realización de esta investigación. Cada interacción con ustedes ha sido enriquecedora y esencial para el éxito de este proyecto.

Resumen

Reservas de carbono orgánico en manglares del Pacífico colombiano y su relación con el grado de intervención antrópica

Los bosques de manglar, a pesar de ocupar menos del 1% del área total de bosques tropicales, representan aproximadamente el 3% del secuestro de carbono por los bosques tropicales del mundo. Los bosques de manglares capturan y almacenan carbono orgánico (CO), lo que les otorga un papel fundamental en la mitigación del cambio climático. Sin embargo, son objeto de perturbaciones antrópicas que afectan negativamente su estructura y funcionamiento. El objetivo de este estudio fue evaluar: (i) la relación del CO con la modificación de la estructura vegetal por acción antrópica, con la hipótesis de que, a menor grado de perturbación, mayor sería el CO en los bosques. (ii) la relación del CO en sedimentos con la profundidad del suelo en bosques con diferentes grados de intervención antrópica, donde se manejó la hipótesis que bosques conservados tendrían mayor CO en las capas superficiales, y bosques perturbados en las capas más profundas. (iii) el CO desde la costa hacía el interior en bosques con diferentes grados de intervención antrópica, con la hipótesis de mayores reservas de CO en el interior del bosque respecto a la linea de costa y (iv) el efecto de la intervención antrópica en los contenidos de carbono orgánico. El análisis consideró el CO sobre el suelo (biomasa aérea y necromasa) y bajo el suelo (biomasa subterránea y sedimentos) de seis bosques de manglares de la costa del Pacífico Colombiano con diferentes grados de intervención antrópica y de múltiples usos. Los resultados confirmaron la primera hipótesis, donde los bosques conservados y maduros presentaron las mayores reservas de CO (con valores que oscilaron entre 401,3 y 535,4 Mg C ha^{-1}), en comparación con bosques con fuertes perturbaciones antrópicas (con valores que oscilaron entre 247,2 y 342,1 Mg C ha^{-1}). También se confirmó la segunda hipótesis, con mayores reservas de CO en sedimentos en las capas superficiales en los bosques con nula o poca perturbación antrópica. Patrón contrario al que presentaron los

bosques perturbados. Se evidenció que la perturbación antrópica afecta también las características físico – químicas de los suelos, modificando su densidad aparente, granulometría e incluso la capacidad de almacenamiento de nutrientes (nitrógeno, fosforo, y carbono) y materia orgánica, factores que se identificaron como los de mayor peso para explicar la varianza del CO sedimentario (F (2,33) =191, $p<0,05$, R^2_c = 0,92). No se evidenció ningún patrón en el CO desde la costa hacía el interior de los bosques. Los resultados demuestran que hay una tendencia general a que los impactos antrópicos disminuyan las reservas de CO en los bosques de manglar, sin olvidar que impactos naturales como la erosión costera suponen una amenaza muy importante para estas reservas. Las pérdidas de carbono orgánico estimadas se situaron entre el 33 y 58%, que corresponden a 754,9 y 1.313,6 Mg CO_2 -eq. ha^{-1}, respectivamente. El impacto sobre las reservas de carbono orgánico depende del tipo y magnitud de disturbio antrópico. Los bosques con mayor desarrollo estructural están sujetos a una mayor presión. Los resultados obtenidos en este estudio sirven como base para tomar decisiones en programas de manejo y en la elaboración de medidas apropiadas en el marco de los esquemas REDD+, que permite proyectar usos sostenibles del ecosistema.



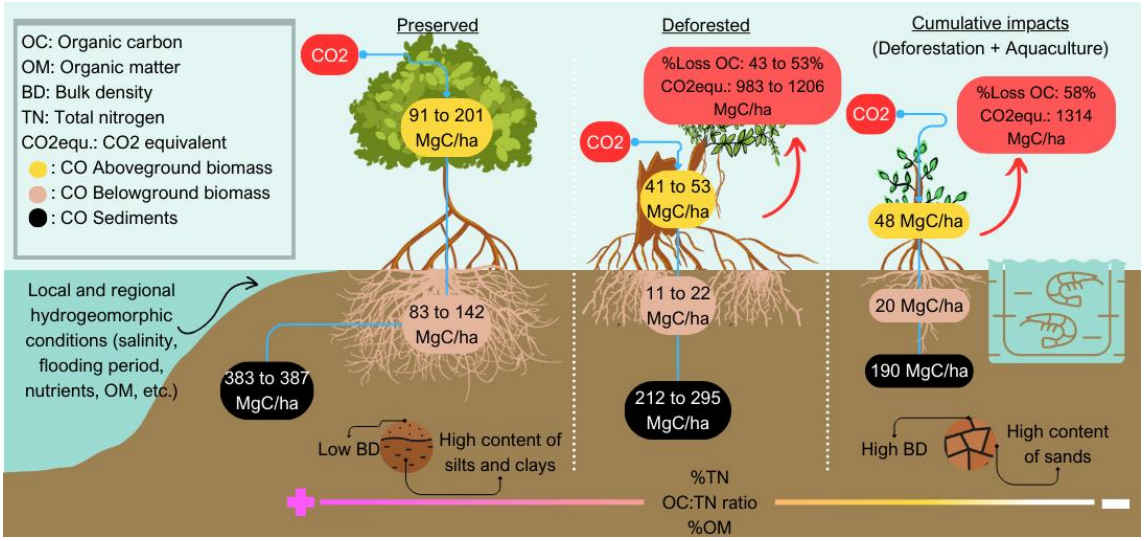
Palabras clave: Manglar, Carbono orgánico, Intervención antrópica, Servicios ecosistémicos.

Abstract

Organic carbon stocks in mangroves of the Colombian Pacific and their relationship with the degree of anthropogenic intervention

Mangrove forests, despite covering less than 1% of the total area of tropical forests, contribute to approximately 3% of carbon sequestration by global tropical forests. Mangrove forests play a crucial role in capturing and storing organic carbon (OC), making them essential for mitigating global climate change. However, they are subject to anthropogenic disturbances that adversely affect their structure and functioning. This study aimed to assess: (i) the relationship between OC and modifications in plant structure due to anthropogenic actions, hypothesizing that forests with lower disturbance levels would exhibit higher OC. (ii) the relationship between OC in sediments and soil depth in forests with varying degrees of anthropogenic intervention, hypothesizing that preserved forests would have higher OC in surface layers, while disturbed forests would show higher OC in deeper layers. (iii) OC distribution from the coast to the interior in forests with different anthropogenic intervention levels, hypothesizing greater OC reserves in the forest interior compared to the coastline. (iv) the impact of anthropogenic intervention on organic carbon contents. The analysis considered OC above-ground (aerial and necromass biomass) and below-ground (subterranean biomass and sediments) in six mangrove forests along the Colombian Pacific coast with varying degrees of anthropogenic intervention and multiple uses. Results confirmed the first hypothesis, with preserved and mature forests exhibiting the highest OC reserves (ranging from 401.3 to 535.4 Mg C ha^{-1}), compared to heavily disturbed forests (ranging from 247.2 to 342.1 Mg C ha^{-1}). The second hypothesis was also confirmed, indicating higher sediment OC reserves in surface layers in forests with minimal or no anthropogenic disturbance, contrary to disturbed forests. Anthropogenic disturbance was found to affect the physicochemical characteristics of soils, altering bulk density, granulometry, and nutrient (nitrogen, phosphorus, and carbon) and organic matter storage

capacity. These factors were identified as significant contributors to sedimentary OC variance (F (2,33) =191, p<0.05, R2c = 0.92). No discernible pattern in OC distribution from the coast to the forest interior was observed. The results demonstrate a general trend of anthropogenic impacts reducing OC reserves in mangrove forests, emphasizing the significant threat posed by natural impacts such as coastal erosion. Estimated losses of organic carbon ranged from 33% to 58%, corresponding to 754.9 to 1,313.6 Mg CO_2 -eq. ha^{-1}, respectively. The impact on organic carbon reserves depends on the type and magnitude of anthropogenic disturbance, with forests exhibiting greater structural development facing higher pressures. The findings from this study serve as a foundation for decision-making in management programs and the development of appropriate measures within the framework of REDD+ schemes, facilitating sustainable ecosystem utilization.



Keywords: Mangrove, Organic Carbon, Anthropogenic Intervention, Ecosystem Services.

Contenido

Pág.

Resumen ..... **VIII**

Lista de figuras ..... **XIV**

Lista de tablas ..... **XVI**

Introducción **1**

1. Diseño teórico **6**
1.1 Planteamiento del problema 6
1.2 Justificación 11
1.3 Marco Teórico 13
1.4 Objetivos 17
1.4.1 Objetivo general 18
1.4.2 Objetivos específicos 18
1.5 Preguntas de investigación e hipótesis 19
1.5.1 Pregunta e hipótesis 1 19
1.5.2 Pregunta e hipótesis 2 19
1.5.3 Pregunta e hipótesis 3 20

2. Materiales y métodos **22**
2.1 Área de estudio 22
2.2 Fase de campo 28
2.3 Análisis de muestras 31
2.3.1 Estructura, CO sobre el suelo 31
2.3.2 CO en biomasa subterránea 33
2.3.3 CO en suelo, CO Total y nutrientes 34
2.3.4 Densidad aparente y Materia Orgánica 36
2.3.5 Granulometría 37
2.4 Análisis de datos 38

3. Resultados **40**
3.1 Estructura 40
3.2 Características físico-químicas del agua 43
3.3 Reservas de carbono orgánico 46
3.3.1 CO sobre el suelo 46
3.3.2 CO subterráneo 49
3.3.3 CO total 53
3.4 Características físico – químicas del suelo 55

3.4.1 Características físicas.....55
3.4.2 Características químicas.....59
3.5 Relación del CO con las variables predictoras 63

4. Discusión.....68
4.1 Relación del CO con la estructura vegetal por acción antrópica..... 69
4.2 Relación del CO en sedimentos con la profundidad del suelo en bosques con diferentes grados de intervención antrópica..... 84
4.3 CO desde la costa hacía el interior en bosques con diferentes grados de intervención antrópica..... 89
4.4 Efecto de la intervención antrópica en los contenidos de carbono orgánico 90

5. Conclusiones.....95

Referencias citadas.....97

A. Anexo: Aceptación del artículo científico (Gómez García et al., 2024) y publicación en la sección "fast track" de la revista *Bulletin of Marine Science*.....119

B. Anexo: Participación con ponencia oral en el XIX Seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar – SENALMAR 2022.....121

C. Anexo: Participación en ponencia Anexo: Participación en ponencia oral en el Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar – COLACMAR 2022.....123

D. Anexo: Participación con poster en el Mangrove Macrobenthos and Management conference - MMM6 2023.....125

E. Anexo: Presentación sobre carbono azul a la comunidad de "La Plata" en Bahía Málaga – 2022.....127

Lista de figuras

Pág.

Figura 2-1: Localización de los sitios de estudio. 27
Figura 2-2: Esquema del diseño de muestreo. 28
Figura 2-3: Medición del Diámetro a la altura del pecho – DAP. 29
Figura 2-4: Estado de decaimiento de árboles por clase. 29
Figura 2-5: Muestreo de raíces finas. 30
Figura 2-6: Núcleo de sedimento extraído con perforador de turba ruso. 31
Figura 2-7: Procesamiento de raíces finas. 34
Figura 2-8: Procesamiento de muestras de suelo para determinación de densidad aparente. 36
Figura 2-9: Procesamiento de muestras de suelo para determinación de %MO. 37
Figura 2-10: Procesamiento de granulometría. 38
Figura 3-1: Área basal en parcelas Externas e Internas. 42
Figura 3-2: Características estructurales en los sitios de estudio. 43
Figura 3-3: Variabilidad del CO en biomasa aérea por sitio de estudio. 46
Figura 3-4: CO en biomasa aérea en parcelas Externas e Internas. 47
Figura 3-5: Variabilidad del CO en necromasa por sitio de estudio. 48
Figura 3-6: CO en necromasa en parcelas Externas e Internas. 49
Figura 3-7: Variabilidad del CO en biomasa subterránea por sitio de estudio. 50
Figura 3-8: CO en biomasa subterránea en parcelas Externas e Internas. 50
Figura 3-9: Variabilidad del CO en sedimentos por sitio de estudio. 51
Figura 3-10: CO en sedimentos en parcelas Externas e Internas. 52
Figura 3-11: Distribución vertical del %CO en sedimentos. 53
Figura 3-12: Reservas de CO en los diferentes compartimentos aéreos y subterráneos de los sitios de estudio. Promedio ± EE. 54
Figura 3-13: Aporte porcentual de cada compartimento a las reservas de CO. 55
Figura 3-14: Variabilidad de la densidad aparente por sitio de estudio. 57
Figura 3-15: Variación de la granulometría con la profundidad. 59
Figura 3-16: Variabilidad de la materia orgánica por sitio de estudio. 60
Figura 3-17: Variabilidad del %NT por sitio de estudio. 61
Figura 3-18: Variabilidad del %PD por sitio de estudio. 62
Figura 3-19: Variabilidad la relación CO:NT por sitio de estudio. 63
Figura 3-20: Correlaciones del CO en los compartimentos de estudio con las variables predictoras. 64
Figura 3-21: Resumen gráfico de los resultados. 67

Figura 4-1: Variación de las reservas de CO en biomasa aérea y en sedimentos en función de los niveles de intervención en bosques de manglares en diferentes ubicaciones. 94

Lista de tablas

Pág.

Tabla 2-1: Índice de Disturbio Antrópico (IDA) y estado de conservación de los sitios de estudio. 25
Tabla 2-2: Densidad de la madera por especie. 33
Tabla 3-1: Estructura (promedio ± Error Estándar) por sitio de estudio. n: número de árboles medidos, DAP: Diámetro a la altura del pecho. 40
Tabla 3-2: Estructura (promedio ± Error Estándar) por especie por sitio de estudio. n: número de árboles medidos, DAP: Diámetro a la altura del pecho. 41
Tabla 3-3: Variables físico-químicas del agua superficial e intersticial (promedio ± Error Estándar) en épocas de menos y más lluvia. Ép. = Época, S.E. = Sitios de estudio, OD = Oxígeno Disuelto, y TDS = Sólidos Totales Disueltos. 45
Tabla 3-4: CO en biomasa aérea (promedio ± Error Estándar) por especie por sitio de estudio. n: número de árboles medidos, DAP: Diámetro a la altura del pecho. 47
Tabla 3-5: %CO en sedimentos (%COS), Densidad aparente (DA), % de arenas (%Are.), % de arcillas (%Arc.), % de limos (%Lim.), Materia orgánica (%MO), Nitrógeno total (%NT), Fósforo Disponible (%PD), y relación carbono – nitrógeno (CO:NT) basado en un núcleo de suelo de 100 cm de profundidad por cada replica (N=6 por sitio), (promedio ± Error Estándar). 56
Tabla 3-6: Regresión lineal del %CO en sedimentos con las variables predictoras. 65
Tabla 4-1: Reservas de CO en bioma aérea (CO aéreo) y CO en sedimentos (COS) publicados para manglares perturbados y no perturbados. Promedio ± Error Estándar. 70
Tabla 4-2: Biomasa aérea y biomasa subterránea de bosques de manglar. 79
Tabla 4-3: Porcentajes de pérdida del CO Total de los manglares intervenidos respecto a EM y el CO_2-eq. (CO_2 equivalente) total emitido. 90

Introducción

Los bosques de manglar son ecosistemas interdependientes y únicos en el mundo (Odum et al., 1982), que se desarrollan en condiciones muy específicas, lo cual les confiere la característica de ser sistemas complejos (Alongi, 2014; Odum & Heald, 1972). Son ecosistemas anfibios que dominan a lo largo de la costa tropical y subtropical del mundo (Field, 1999) y suelen ser descritos como altamente productivos (Nixon, 1980; Schelske & Odum, 1961), con una tasa de producción primaria neta de 92-280 Tg C año $^{-1}$ (Bouillon et al., 2008; Jennerjahn & Ittekkot, 2002; Twilley et al., 1992).

Los manglares brindan una gran diversidad de servicios ecosistémicos que, desde las últimas décadas, son cada vez más reconocidos, tales como suministro de alimento, protección de la línea de costa contra tormentas y huracanes, almacenamiento de carbono, estabilización de clima y mitigación de la erosión costera (Kelleway et al., 2017; Queiroz et al., 2017; Tanner et al., 2019). El presente proyecto se centró en el almacenamiento de carbono y su implicación en la capacidad de regulación climática, puesto que, durante mucho tiempo los manglares se han considerado como una importante fuente de carbono orgánico (CO en adelante) (Odum, 1980; Odum & Heald, 1975; como se citó en Lee, 2016), y también como un mecanismo natural de secuestro del CO_2 atmosférico, lo que les transfiere un papel fundamental para reducir la concentración del gas (Warner et al., 2016). Comprender los mecanismos que regulan el almacenamiento de carbono orgánico en los bosques de manglar es fundamental para brindar soporte científico a las soluciones “basadas en la naturaleza”, como la conservación y restauración, para hacer frente al cambio climático.

Los ecosistemas de manglar secuestran y almacenan grandes cantidades de CO en la biomasa vegetal y los sedimentos, incluso hasta cinco veces la cantidad de carbono estimada en los bosques tropicales (McLeod et al., 2011). De acuerdo con Alongi, (2014) tienen una reserva media mundial de 956 Mg C ha^{-1} y una tasa de acumulación alrededor de 20-24 Tg C año^{-1} (Duarte et al., 2004; Jennerjahn & Ittekkot, 2002; Twilley et al., 1992).

Esta gran capacidad de los manglares es debida a diferentes mecanismos, por ejemplo, su alta productividad, considerando que la proporción de carbono en biomasa viva es alta, de aproximadamente 0,46 a 0,5 (Kauffman et al., 2011) un proceso importante de secuestro de carbono en plazos cortos de tiempo (decenal) (Laffoley & Grimsditch, 2009). Son fuente de detritos orgánicos autóctonos y capaces de reducir la energía del flujo de agua, lo que favorece la acumulación de partículas autóctonas y alóctonas al incrementar la sedimentación y reducir la resuspensión (Perdomo-Trujillo et al., 2021), siendo un proceso que representa un sumidero de carbono a largo plazo (Laffoley & Grimsditch, 2009).

Las conectividades hidrológicas que mantienen los suelos saturados de agua y generan una condición anaeróbica, ralentiza la descomposición de Materia Orgánica (MO) permitiendo un almacenamiento neto a largo plazo de CO durante décadas a escalas de tiempo milenarias (McLeod et al., 2011). Los ecosistemas de manglar no se saturan de carbono a medida que aumenta el carbono atmosférico, a diferencia de los ecosistemas terrestres (Krauss et al., 2014; Warner et al., 2016).

A pesar de que los bosques de manglar brindan una gran diversidad de servicios ecosistémicos, según el GMW (Global Mangrove Watch), la superficie total estimada de manglares al 2020 se vio reducida en aproximadamente 3,4% desde el año 1996, donde la tasa media de pérdida entre ese año y 2010 se estimó en 0,21% por año, y entre 2010 y 2020 una pérdida de 0,04% por año, siendo el Sureste Asiático (4,8%), América del Norte y Central y el Caribe (4,7%) las regiones donde se produjeron las mayores pérdidas netas de bosques de manglar (Leal & Spalding, 2022).

Los principales motores de pérdida de este ecosistema se relacionan con la conversión de los manglares a otros usos, por ejemplo a la acuicultura, que suele ser citada como la principal causa, la deforestación para explotación maderable, desarrollo urbano, y agricultura, perturbaciones hidrológicas, la erosión, fenómenos extremos como ciclones (Alongi, 2002; FAO, 2023; Laffoley & Grimsditch, 2009; Lagomasino et al., 2019; Leal & Spalding, 2022; Valiela et al., 2001) y por supuesto el mismo cambio climático (Kauffman et al., 2011; McLeod et al., 2011). Estas perturbaciones causan la disminución de los

servicios ecosistémicos además de afectar negativamente el secuestro y almacenamiento de carbono (Kusumaningtyas et al., 2019) ya que, al exponerse el suelo a condiciones óxicas se favorece la liberación de gases efecto invernadero (GEI) a la atmósfera (Pendleton et al., 2012; Zarate-Barrera & Maldonado, 2015). Se estima que la pérdida de manglares ha generado cerca del 10% de las emisiones debido a la deforestación global, un porcentaje alto considerando que ocupan tan solo el 0,7% del área de bosque tropical, y menos del 0,4% de todos los bosques (Dahdouh-Guebas, 2011; Donato et al., 2011), por lo tanto prevenir la pérdida de este ecosistema podría ser una estrategia eficaz para la mitigación del cambio climático (Murdiyarso et al., 2015).

En este sentido, se ha aumentado el interés en conocer los procesos que posibilitan y favorecen la captura y almacenamiento del carbono orgánico (McLeod et al., 2011). El análisis de dicho contenido se suele hacer en el stock sobre el suelo y el stock bajo el suelo, para finalmente obtener el stock total mediante la sumatoria de estos (Kauffman & Donato, 2012). Para la estimación de la reserva aérea se calcula el contenido del carbono en árboles, arbustos, plántulas, hierbas y madera de árboles muertos (necromasa); por otro lado, la estimación de la reserva subterránea se realiza calculando el contenido de carbono en la biomasa radicular y el suelo. Las reservas mundiales de carbono en manglares se mueven en un rango de 50 a 2.200 Mg C ha^{-1} (Kauffman & Bhomia, 2017), lo cual evidencia que las extrapolaciones de datos de una región a otra, o de un bosque de manglar a otros, pueden no ser lo suficientemente representativos ni confiables (Kristensen et al., 2008) entonces se hace necesario hacer mediciones específicas de las zonas de estudio. El amplio rango podría deberse a los procesos subyacentes tales como las condiciones ambientales, principalmente la dinámica de los sedimentos y la hidrodinámica, la forma del terreno y las condiciones de la vegetación, es decir, las condiciones hidrogeomórficas (Kusumaningtyas et al., 2019; Ragavan et al., 2023).

En el pacífico colombiano, lo manglares se encuentran presentes en los 1.300 km de costa (Mejía-Rentería et al., 2018), y se caracteriza por ser una de las regiones más lluviosas del mundo (Cantera & Blanco, 2001; Poveda & Mesa, 2000), reciben también un gran aporte de agua dulce gracias a la desembocadura de muchos ríos que se originan en la cordillera Occidental de los Andes (Mejía-Rentería et al., 2018), mareas semidiurnas mixtas con un aumento de amplitud de sur a norte (Correa & Morton, 2010), y una gran diversidad de especies de manglar. Von Prahl et al, (1990, como se citó en Perdomo-Trujillo, 2020),

describió ocho especies de manglar: *Rhizophora mangle* L., *R. racemosa* G. Mey, *R. harrisonii* Leechm, *Mora oleífera* Ducke, *Avicennia germinans* (L.) L., *Laguncularia racemosa* (L.) C.F. Gaertn, *Conocarpus erectus* L. y *Pelliciera rhizophorae* Triana & Planch. De acuerdo con el Instituto Colombiano de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis – INVEMAR, los bosques de manglar del Pacífico colombiano, al 2020, abarcaron alrededor de 198.800 ha, lo que representa el 71% de los manglares de Colombia (INVEMAR, 2022; MADS, 2011).

El presente estudio se llevó a cabo en seis bosques de manglar del Pacífico colombiano ubicados en los municipios de Buenaventura (Valle del Cauca), San Andrés de Tumaco (Nariño), y el Parque Nacional Natural Uramba bahía Málaga, una zona de conservación (Valle del Cauca), puesto que son zonas representativas de diferentes tipos y magnitudes de conservación o intervención antrópica. Teniendo en cuenta lo anterior, es fundamental estudiar los procesos y mecanismos que controlan el secuestro y almacenamiento de CO en una región con condiciones tan versátiles, y estudiar las variaciones que pueden existir en los reservorios debido a la intervención antrópica ejercida sobre estos bosques de manglar. El objetivo de esta investigación fue, estimar las reservas de CO en biomasa aérea, necromasa, biomasa subterránea y en sedimentos de los seis bosques de estudio y contrastar los resultados teniendo en cuenta los moduladores naturales y el estado de conservación de los bosques; para esto se determinó la estructura de los bosques estudiados, las características físico – químicas del agua superficial, intersticial y del suelo, así como los reservorios de CO en los diferentes compartimentos de los bosques y se contrastaron los resultados teniendo en cuenta el grado aparente de intervención de los sitios de estudio.

Este trabajo es importante en la medida que aporta a las investigaciones sobre el carbono orgánico en los ecosistemas de manglar que es una estrategia importante para hacer frente al cambio climático, sin olvidar las demás ventajas socio-económicas y ambientales que conlleva la conservación de los manglares, de modo que se convierte en una estrategia holística con múltiples beneficios a diferentes escalas. Por otro lado, permitirá estimar una cantidad aproximada del contenido de carbono orgánico presente en las áreas de estudio, que es una condición previa necesaria para poder planificar y desarrollar programas y políticas públicas enfocadas o acorde al cumplimiento de los acuerdos internacionales, así

mismo favorece la toma de medidas apropiadas en el marco de los esquemas REDD+, y también permite proyectar usos sostenibles del ecosistema, como por ejemplo a través de los bonos de carbono, que beneficiaran a las comunidades al tiempo que vela por la protección de este ecosistema.

1. Diseño teórico

1.1 Planteamiento del problema

Los bosques de manglar están ubicados en la zona de transición entre la tierra y el océano, esto los hace uno de los ecosistemas más biogeoquímicamente activos de la biosfera debido a ese intercambio permanente de nutrientes y materia orgánica que sostiene con todos los ecosistemas adyacentes (Kusumaningtyas et al., 2019). Este constante flujo hace especialmente complejos a escala espacial y temporal los procesos que en este se desarrollan, pero también brindan las características que permiten que los bosques de manglar tengan una gran cantidad de atributos funcionales que se han traducido en bienes y servicios ambientales. Uno de los servicios destacables es su papel como sumideros de carbono, ya que son bosques con capacidad de fijar y atrapar grandes cantidades de carbono orgánico en la biomasa vegetal y, principalmente, en los sedimentos; hasta cinco veces más de lo estimado en los bosques tropicales (McLeod et al., 2011). Los manglares, se diferencian de los bosques terrestres en su capacidad de almacenar el CO a escalas de tiempo milenarias, esto debido a una alta productividad, un sistema complejo de raíces, suelos encharcados y anóxicos, altas tasas de sedimentación y disminución del flujo de agua (Atwood et al., 2017), entre otras características. Al ser sumideros naturales de CO, juegan un papel importante en el ciclo del carbono y se vuelven un ecosistema de interés mundial, debido a su posible capacidad de mitigar la contaminación por CO_2 antropogénico, a través de su conservación y uso sostenible (Atwood et al., 2017; Nóbrega et al., 2019; Tanner et al., 2019). A pesar de ser ecosistemas clave para combatir el cambio climático, se ha dado una pérdida a escala mundial, no solo en área, sino también en la calidad de estos ecosistemas, ya que, es sobre las costas de la mayoría de los países que se encuentran muchas de las ciudades más pobladas del mundo (Lee, 2016).

El uso inadecuado de este ecosistemas, su conversión para otros usos y la deforestación de los bosques de manglar expone el suelo a condiciones óxicas, de modo que se favorece

la liberación de gases efecto invernadero (GEI) a la atmósfera (Pendleton et al., 2012; Zarate-Barrera & Maldonado, 2015). Según Donato et al. (2011), a pesar que estos bosques ocupan tan solo el 0,7% del área de bosque tropical, liberan cerca del 10% de GEI debido a la deforestación global, por lo tanto se puede considerar un porcentaje alto de emisión. De acuerdo con el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia (MADS, 2011), para el 2011 Colombia contaba con 285.049,58 ha de bosque de manglar, de las cuales 194.880 ha, que representan el 68,4%, se ubicaban en la costa Pacífica. Sin embargo, para el 2014 el área nacional de manglares era de 166.986,3 ha, y de estas 80% (132.099,6 ha) corresponde a la costa Pacífica (Mejía-Rentería et al., 2018). Lo anterior significa que en tan solo cuatro años hubo una pérdida de bosques de manglar de la costa Pacífica de 62.780,4 ha (32%) (Castellanos-Galindo et al., 2021; Mejía-Rentería et al., 2018; Perea-Ardila et al., 2019). Atwood et al. (2017), haciendo uso de la base de datos creada por Hamilton & Casey (2016), la cual contempla el área de bosques de manglar para Colombia y el resto de países con ecosistemas de manglar, en un rango de tiempo del año 2000 al 2014, estimaron una liberación de cerca de 11,83 Gg CO_2 -eq. yr^{-1} a la atmósfera únicamente por la pérdida de manglares Colombianos. Es importante recalcar que esta estimación probablemente subestima el valor real de emisión de CO_2, puesto que se hizo suponiendo solo hasta un metro de profundidad de remineralización del CO en el suelo como resultado de las perturbaciones en los bosques de manglar.

Partiendo de lo anterior, prevenir la pérdida de los bosques de manglar es una estrategia eficaz para la mitigación del cambio climático (Murdiyarso et al., 2015), de modo que se deben propiciar proyectos de conservación, usos sostenible y restauración de estos ecosistemas; sin embargo, estos esfuerzos pueden ser demandantes en cuanto a recursos y tiempo, por lo cual es fundamental poder identificar sitios estratégicos para la aplicación de los mismos. Varios estudios han demostrado que no todos los manglares son capaces de fijar y almacenar la misma cantidad de CO, o incluso que hay zonas dentro de un mismo bosque de manglar con stock más grandes, por ejemplo, Alongi et al., (2005) identificaron mayor entierro de CO en la zona intermareal baja con una acumulación de sedimentos mayor, (Otros ejemplos pueden ser Donato et al., 2011; Murdiyarso et al., 2009), y que esto depende, en gran medida, de las condiciones ambientales locales específicas, tales como proximidad a descarga de ríos, composición del suelo y dinámica de los sedimentos, los cambios a lo largo de los gradientes de elevación de las mareas, y el tipo y condición de vegetación, teniendo en cuenta los impactos generados por intervención antrópica

(Kristensen et al., 2008; Kusumaningtyas et al., 2019), ya que, en conjunto, todos estos factores afectan la acumulación, el almacenamiento y la composición de la materia orgánica sedimentaria.

Los manglares del Pacífico colombiano, son muy particulares por su alto grado de desarrollo (Medina Contreras et al., 2018), incluso siendo descritos como “los más desarrollados en el neotrópico” (Castellanos-Galindo et al., 2014; Suman, 2007), o descritos como “los manglares más frondosos del mundo” (West, 1956). Los bosques de manglar a lo largo de los 1.300 km de costa Pacífica (Mejía-Rentería et al., 2018), presenta una gran variabilidad de los diferentes moduladores naturales que pueden afectar la captura y almacenamiento de CO, pero también un impacto antrópico, que puede reflejarse en el estado de conservación de la cobertura de los bosques de manglar, y que también puede afectar en los procesos de captura y almacenamiento de CO.

Los bosques de manglar de la costa Pacífica se desarrollan a manera de un cinturón continuo, con árboles que pueden alcanzar alturas hasta de 54 m, lo cual, según Simard et al., (2018), podría estar relacionado con las condiciones de precipitación, protección contra vientos fuertes, mareas, disponibilidad de nutrientes y la salinidad del agua de los poros del suelo. La característica de tener árboles tan altos y una diversidad de especies podría afectar la cantidad de CO de estos bosques de manglar (Simard et al., 2018), considerando que la proporción de carbono en biomasa viva es alta, de aproximadamente 0,46 a 0,5 (Kauffman et al., 2011). La composición química de la biomasa, contiene, entre otras cosas, lignocelulosa estructural y baja concentración de nitrógeno, de modo que se degradan lentamente, (Kristensen et al., 2008), además, también es rica en taninos, y, según Alongi, (1994) ayudan a inhibir la degradación por microalgas (siendo su mayor limitante la luz), teniendo en cuenta que las concentraciones de sus componentes varían de especie a especie. La calidad del ecosistema también juega un papel, no solo en la producción primaria, sino también en la eficiencia de enterramiento de CO en los sedimentos, ya que, los bosques de manglar de mayor edad aumentan su capacidad de producción y enterramiento (Alongi et al., 2004). A pesar de la importancia de este ecosistema, como se mencionó anteriormente, se está deforestando y disminuyendo la calidad de los mismos, afectando también la riqueza y abundancia vegetal, por conversión a otros usos. McLeod et al., (2011) mencionan que, debido a la pérdida o modificación del

ecosistema, se genera una fertilización nitrogenada que favorece la liberación de CO_2; pero, también mencionan que, en algunos casos, la eutrofización puede aumentar el secuestro de carbono. En este sentido se plantea la pregunta ¿Cómo se ve afectado el secuestro y almacenamiento de CO por la pérdida y/o modificación de la estructura vegetal?, en el sentido de la presente investigación, debido a la intervención antrópica.

Los bosques de manglar del Pacífico colombiano reciben aportes de materia orgánica autóctonas, de la biomasa como la caída de hojas, ramas, exudado de raíces y demás, y alóctonas, que pueden ser terrestres por arrastres de los ríos, o marinas, por acción de la marea (Kristensen et al., 2008), sin olvidar el aporte de agua dulce o salada que modifica la salinidad de sedimentos en los sitios específicos de sus aportes. La dinámica de los sedimentos se ve influenciada, entonces, por todas las condiciones ambientales previamente descritas, pero también por la acción de la epifauna e infauna, que favorecen la oxigenación de los sedimentos en superficie y profundidad, así como la degradación de materia orgánica. Donato et al., (2011), encontraron que la concentración de carbono en sedimentos disminuyó con la profundidad, con un mayor efecto sobre sitios oceánicos que estuarinos; también menciona que, en bosques de tierras altas, los primeros 30 cm del suelo son más susceptibles al cambio de uso del suelo, pero, el drenaje y oxidación de suelos pueden llegar a afectar hasta capas más profundas, por otro lado, Perdomo-Trujillo et al., (2021), encontró en su estudio sobre reservas de CO en la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) que hubo un fuerte aumento en las reservas de carbono cuando se estudiaron a una mayor profundidad (2m). Algunos estudios han visto una tendencia general a que a medida que aumenta la densidad aparente, disminuyen las reservas de CO en sedimentos, y una tendencia a que la densidad aparente disminuya con la profundidad en diferentes áreas de manglares (como los ejemplos que menciona Ragavan et al., (2023): Donato et al., (2011) en la región de Asia y el Pacífico; Eid et al., (2020) en las Islas Farasan y Arabia Saudita; Saintilan et al., (2013) en Australia; Sasmito et al., (2020) en Indonesia; y Shaltout et al., (2020) en la costa del Mar Rojo), además que se cree que las raíces finas son un control dominante de la ganancia de CO en los sedimentos de los manglares (Yin et al., 2021). Son muchos los factores que influyen sobre el contenido de CO en los sedimentos por lo que se plantea la pregunta ¿Cómo se comporta el almacenamiento de CO en sedimentos a diferentes profundidades, en bosques de manglar con diferentes grados de intervención antrópica y bajo las condiciones ambientales específicas de los sitios de estudio?

En el Pacífico colombiano el clima presenta anomalías debido al fenómeno climatológico del niño, el cual afecta las precipitaciones, la temperatura de la superficie del océano y el nivel del mar (Correa & Morton, 2010). Las mareas son semidiurnas mixtas y presentan amplitudes medias de 2 m en Tumaco, que luego aumenta ligeramente hacía el norte, con 4 m en Buenaventura y Juradó. En cuanto a la altura de las olas, varían en un rango de 0.5 a 1.5 m en períodos de calma, y llegan a alcanzar de 2.5 a 3.5 m durante períodos de vientos fuertes. Bouillon et al., (2004), argumentan que las mareas pueden proporcionar importantes insumos de CO marino alóctono, pero también que las mareas exportan materia orgánica, de hecho, se podría pensar que, dependiendo de la amplitud de las mareas, la exportación de materia orgánica puede ser mayor o menor. Además, es importante considerar su efecto sobre el nivel freático de los bosques de manglar y su incidencia en la oxigenación de los sedimentos y la salinidad de los sedimentos. La gran variabilidad en el comportamiento de las mareas y su efecto sobre materia orgánica y sedimentos en la costa Pacífica lleva a preguntar ¿Cómo se ve afectado el secuestro y almacenamiento de CO desde la orilla hacia el interior de los bosques de manglar, con diferentes grados de intervención antrópica?

A pesar que se han realizado un gran número de estudios que han aportado al conocimiento sobre la dinámica del carbono en los ecosistemas de manglar, todavía no hay una comprensión completa de los mecanismos subyacentes que controlan la variabilidad espacial y temporal de dichos procesos en función de las condiciones ambientales y el efecto que puede tener el estado de conservación de bosques de manglar sobre los procesos subyacentes y sobre las funciones de captura y almacenamiento de carbono orgánico. Se necesita una mejor comprensión de los factores que participan en el secuestro de carbono para favorecer la identificación de sitios que se deben priorizar para su restauración y/o conservación, y sea una estrategia eficiente contra el cambio climático (Kristensen et al., 2008; Kusumaningtyas et al., 2019; McLeod et al., 2011)

1.2 Justificación

Los bosques de manglar, tienen la capacidad de almacenar grandes cantidades de CO, con una reserva media mundial de 956 Mg C ha^{-1} (Alongi, 2014), superando varias veces las cantidades estimadas en ecosistemas terrestres (Donato et al., 2012; Donato et al., 2011; Perdomo-Trujillo et al., 2021). Esta característica implica que al degradarse este ecosistema, fomenta la liberación de GEI (Sweetman et al., 2010) agravando los impactos ambientales, sociales y económicos que se derivan de la acumulación de estos gases en la atmósfera, tales como: sequías, aumento del nivel del mar, y fenómenos meteorológicos extremos cada vez más frecuentes.

Los bosques de manglar ubicados en el Pacífico colombiano son la base económica y cultural de esta región (López-Angarita et al., 2016; Lozada Ordóñez et al., 2018; Palacios & Cantera, 2017), con un sistema extractivista que tuvo origen en el siglo XVII y el cual perdura hasta el siglo XXI (Castellanos-Galindo et al., 2014) donde se puede resaltar la vocación minera, maderera y pesquera de la población. Así mismo ha sufrido cambios en el uso del suelo para la agricultura, principalmente desplazando los manglares para reemplazarlos por plantaciones de coco y palma de aceite (Zarate-Barrera & Maldonado, 2015). Por otro parte, las investigaciones que se realizan sobre los manglares del Pacífico, no suelen centrarse sobre el estado de sus características funcionales (como por ejemplo, la captura y almacenamiento de carbono) (Castellanos-Galindo et al., 2014).

El autor Castellanos-Galindo, junto a sus colaboradores, (2021), realizaron una revisión bibliográfica exhaustiva mediante la cual analizaron las “tendencias históricas de la investigación sobre manglares en Colombia para el período de 1900 a 2018”, determinaron que, aunque la región Pacífica colombiana abarca aproximadamente el 80% de los bosques de manglar del país, son los menos investigados, además de tener una alta probabilidad de ser ricos en CO. En los ecosistemas de manglar del Pacífico colombiano han sido mínimos los estudios de estimación de reservorios de carbono azul, en biomasa aérea (Bolivar et al., 2018), y en sedimentos (Palacios Peñaranda et al., 2019). A nivel mundial este ejercicio se ha realizado en múltiples ocasiones, sin embargo, esto no ha permitido establecer una explicación integral de cómo los factores de este ecosistema afectan el contenido de carbono que son capaces de secuestrar y almacenar. En este

sentido, es fundamental la producción de datos in situ, como insumo necesario para un correcto manejo sostenible de los bosques de manglar del Pacífico colombiano, debido a su alto grado de complejidad y particularidad. De este servicio ecosistémico es importante entender desde dónde se origina la materia orgánica, la importancia de la diversidad de vegetación especializada de este ecosistema, los procesos de descomposición de la materia orgánica, los procesos por los que son tan buenos almacenando carbono orgánico, y por supuesto, los procesos de descomposición que tienen lugar en este ecosistema.

Es relevante repetir que la restauración y conservación de los bosques de manglar son una importante estrategia de adaptación y mitigación frente al cambio climático (Murdiyarso et al., 2015), pero, para lograr esto, es necesario avanzar en el entendimiento de los mecanismos del secuestro y almacenamiento de carbono en los diferentes tipos de manglares y el efecto que tiene sobre esto el grado de intervención antrópica en este ecosistema. Esta propuesta buscó aportar en la comprensión de los mecanismos mencionados en los manglares del Pacífico colombiano mediante la estimación aproximada del reservorio de carbono azul en las áreas de estudio. Esta investigación, adicionalmente, generó información cuantitativa indispensable para consolidar un manejo sostenible del ecosistema, que apoye el cumplimiento de los acuerdos internacionales a los que se ha comprometido el país.

1.3 Marco Teórico

Los bosques de manglar son grandes reservorios de CO, capaces de secuestrar y almacenar grandes cantidades de CO, no solo en la biomasa sino también en los sedimentos. Son capaces de almacenar hasta cinco veces la cantidad de carbono estimada en los bosques tropicales (McLeod et al., 2011).

El origen del CO en los ecosistemas de manglar tiene tres principales fuentes que son: 1. La fijación de carbono atmosférico por parte de los árboles mediante la fotosíntesis, 2. Macroalgas que colonizan las raíces aéreas y el suelo del bosque, y 3. Los materiales depositados por ecosistemas adyacentes, aunque también existen otras fuentes como las microalgas bentónicas, bacterias, hongos (Kristensen et al., 2008) y las raíces finas que son consideradas un control dominante en la ganancia de CO en sedimentos (Yin et al., 2021). Las contribuciones de estás fuentes a la materia orgánica en los ecosistemas de manglar dependen de las condiciones geomorfológicas, sin embargo, la mayor parte del carbono se produce in situ y se almacena bajo tierra (Alongi, 2014). Esto debido a una alta productividad neta, que se ha estimado en 112 Tg C por año (Bouillon et al., 2008) y 155 Tg C por año (Alongi, 2009). Los manglares, a pesar de ocupar menos de 1% del área total de bosques tropicales, representan aproximadamente el 3% del secuestro de carbono por los bosques tropicales del mundo (Alongi, 2012).

Una de las razones por las que los manglares son excelentes ecosistemas almacenando carbono orgánico en gran parte es debido a las asociaciones vegetales que se encuentran en el ecosistema y a la composición química de estas que desacelera la descomposición. La biomasa se compone de sustancias como carbohidratos, aminoácidos, fenoles derivados de la lignina, taninos, ácidos grasos triterpenoides y n-alcanos (Kristensen et al., 2008). La presencia de lignocelulosa estructural y baja concentración de nitrógeno favorece una tasa de degradación lenta. En cuanto a los taninos, estos forman la mayoría del tejido del manglar, esto, no solo afecta los patrones de alimentación de cangrejos, sino que ayudan a inhibir la degradación de materia orgánica por parte de las microalgas (Alongi, 1994). Los sedimentos de los manglares son ricos en carbono orgánico, así como la proporción de carbono en biomasa viva, que es de aproximadamente 0,46 a 0,5 (Kauffman et al., 2011).

A pesar que en los bosques de manglar las tasas de descomposición son lentas, es un proceso que debe conocerse para entender el ciclo del carbono en este ecosistema. En este proceso, la fauna es fundamental en la dinámica de la materia orgánica, procesando la, convirtiéndola en trozos más pequeños. La hojarasca que no se exporta, suele ser procesada por microorganismos (Kristensen et al., 2008). Esta descomposición tiene varios controles sobre la velocidad en que se da, tales como: la humedad, la cual ayuda a controlar el acceso de los descomponedores microbianos, la relación carbono y nitrógeno (C:N) de la hojarasca, también es importante, ya que una mayor concentración de nitrógeno se refleja en una descomposición más rápida. En cuanto a la descomposición sedimentaria, esta ocurre principalmente bajo condiciones anaeróbicas, donde la disminución del tamaño de la materia orgánica se da gracias a la fermentación procariota. Los microorganismos anaerobios son los que se encargan de oxidar dicha materia orgánica a CO_2, esto se da a través de aceptores de electrones, primero de Mn_4^+, seguido de NO_3^-, Fe_3^+ y SO_4^- (Kristensen et al., 2008). Los procesos de reducción de materia orgánica más importantes en los ecosistemas de manglar son la reducción aeróbica y de sulfato, representando cerca de 40% y 50% respectivamente.

Una de las características que hacen que el ecosistema de manglar sea un excelente reservorio de CO es su gran capacidad de enterramiento y almacenamiento en escalas de tiempo milenarias (McLeod et al., 2011). El entierro de carbono depende de las condiciones ambientales, de modo que, bosques de manglar más antiguos, con una mayor productividad, son más eficientes en el enterramiento de carbono en sedimentos, Kristensen et al., (2008) cita varios estudios en los que afirma que las concentraciones de carbono orgánico en suelos tienden a aumentar con el tiempo, (Alongi, 2011) así como podría aumentan en bosques mixtos respecto a monoespecíficos. Debido al aumento de la productividad con el tiempo, a corto plazo, el carbono orgánico se acumula principalmente de la biomasa, mientras que a largo plazo se da principalmente en sedimentos (Alongi, 2012).

La materia orgánica que no se entierra, almacena o degrada, sale del sistema a través de las exportaciones que los bosques de manglar hacen a los ecosistemas aledaños, de manera natural, las exportaciones principalmente se deben a las mareas. De acuerdo con

Alongi, (2014), las exportaciones se pueden dar como CO particulado, en este caso las mareas arrastran hacía el océano materia como hojas, corteza, ramas, y representa cerca del 11% de la entrada de carbono terrestre al mar. También se puede dar como CO disuelto, y como carbono inorgánico disuelto que se da por acción del metabolismo microbiano en suelos profundos generando CO_2, pero este se disuelve en las aguas intersticiales siendo exportado al océano (Alongi, 2014). Las intervenciones antrópicas juegan un papel importante en el ciclaje del carbono en este ecosistema, por ejemplo la deforestación afectan los suelos, favorecen las emisiones de CO_2 que pueden llegar a ser hasta de 2 al 10% de las emisiones de deforestación tropical (Alongi, 2012).

El disturbio es definido por Pickett & White, (1985) como cualquier evento que genera cambios en la estructura de una población, comunidad o ecosistema y que cambia la disponibilidad de los recursos y el ambiente físico. El equilibrio ecosistémico constituye un marco de referencia fundamental que cada vez preocupa más frente a las actividades antrópicas. En este marco se destaca el concepto de estabilidad, que además está compuesto por la resistencia o capacidad de un ecosistema para soportar disturbios, adaptarse a los cambios ambientales y la resiliencia con la que un ecosistema regresa a sus condiciones originales luego de un disturbio. El nivel de impacto o afectación de un disturbio se manifiesta tanto en la estructura ecosistémica como en su funcionamiento (Holling, 1973; Wu & Loucks, 1995).

El impacto antrópico en los manglares ha provocado una importante reducción de su superficie, afectando gravemente su capacidad para almacenar carbono orgánico. La pérdida de la cubierta de manglares se debe principalmente a diversos factores como las industrias acuícolas, las prácticas agrícolas, la silvicultura, las plantaciones de palma aceitera, el cultivo de arroz, la expansión urbana y el establecimiento industrial. Estos cambios en el uso del suelo no solo reducen la extensión de los manglares, sino que también agotan su capacidad de funcionar como sumideros de carbono. El hecho de que muchas comunidades locales dependan del ecosistema costero sólo agrava la situación (Monika & Yadav, 2021).

La expansión urbana, el crecimiento demográfico y la acuicultura intensiva de camarón han tenido impactos significativos en los bosques de manglar a nivel mundial. Además, el cambio climático, que incluye el aumento del nivel del mar, tormentas más frecuentes y

patrones de precipitación alterados, tiene un impacto tanto a nivel global como regional, lo que lleva al deterioro de estos ecosistemas. La salinidad extrema y otros factores de estrés ambiental también contribuyen a la mortalidad de los manglares, a pesar de su adaptación a hábitats salinos. Los impactos humanos y el cambio climático se combinan para poner en peligro tanto a los manglares como a las poblaciones que dependen de ellos (De Lacerda et al., 2022).

La costa Pacífica colombiana es una de las regiones más lluviosas del mundo (Cantera & Blanco, 2001; Poveda & Mesa, 2000), y la precipitación se ha considerado uno de los mejores predictores de la variabilidad en las reservas de CO (Ragavan et al., 2023), reciben también un gran aporte de agua dulce gracias a la desembocadura de muchos ríos que se originan en la cordillera Occidental de los Andes (Mejía-Rentería et al., 2018) aumentando los insumos aluviales en los manglares. Estas condiciones, no solo favorecen la inundación de los suelos, que a su vez estimula el crecimiento aéreo, también se recibe un gran aporte de sedimentos (Bouillon et al., 2007 señalan la importancia potencial del material terrestre transportado por los ríos), pero también podría aumentar la concentración de nutrientes, como por ejemplo el nitrógeno, que favorece la degradación de materia orgánica (Kristensen et al., 2008), adicionalmente, la dilución debido a los aportes de sedimentos y minerales alóctonos por los afluentes son factores clave para la variabilidad en las existencias de CO en sedimentos (Jennerjahn, 2020; Twilley et al., 2018), además se ha visto una tendencia general a que a medida que aumenta la densidad aparente, disminuyen la reservas de CO en sedimentos (Ragavan et al., 2023)

La captura y almacenamiento de CO es uno de los servicios ecosistémicos menos estudiados en los ecosistemas de manglar del Pacífico Colombiano, resaltando el estudio realizado por Palacios Peñaranda et al., en el año 2019, cuyas principales conclusiones se presentan aquí a manera de antecedentes locales. Fue desarrollado en la bahía de Málaga y la bahía de Buenaventura, y su objetivo fue evaluar el efecto de la estructura del bosque sobre las variaciones del almacenamiento de carbono en los diferentes compartimentos del ecosistema. Los autores concluyeron respecto al contenido de carbono en estos bosques de manglar del Pacífico colombiano que: En la biomasa subterránea y los sedimentos se encontraron las mayores reservas de carbono orgánico, estas fueron significativamente mayores en la bahía de Málaga, respecto a la bahía de Buenaventura.

Encontraron que la productividad de los bosques de manglar en estas zonas de estudio se relaciona con la disponibilidad de agua dulce, mayor biomasa vegetal y árboles de mayor altura, también encontraron que hubo mayor CO en los bosques con árboles de gran porte. Los autores también mencionan que las reservas de carbono se correlacionaron positivamente con los períodos de inundación y la precipitación-escorrentía.

1.4 Objetivos

1.4.1 Objetivo general

Evaluar el efecto de la intervención antrópica de seis bosques de manglar en el Pacífico colombiano sobre las reservas del carbono orgánico, teniendo en cuenta los factores moduladores naturales como la hidrogeomorfología.

1.4.2 Objetivos específicos

- Determinar la influencia del estado de conservación de la estructura vegetal sobre el contenido de carbono orgánico, tanto superficial como subterráneo, en seis bosques de manglar del Pacífico colombiano.
- Establecer la relación entre el contenido de carbono orgánico en sedimentos y las diferentes profundidades del mismo, en bosques de manglar con diferentes grados de intervención antrópica, teniendo en cuenta las particularidades ambientales específicas de los sitios de estudio.
- Identificar los potenciales cambios en el contenido de carbono orgánico, tanto superficial como subterráneo, a través del gradiente geomorfológico e hidrodinámico, así como la composición estructural de la vegetación, que se da desde la línea de costa y hacía el interior de los bosques de manglar, considerando los diferentes grados de intervención antrópica.

1.5 Preguntas de investigación e hipótesis

1.5.1 Pregunta e hipótesis 1

¿Cómo se ve afectado el secuestro y almacenamiento de CO por la pérdida y/o modificación de la estructura vegetal, debido a la intervención antrópica?

Estructuras más complejas almacenan o tienen mayores contenidos de carbono, ya que al perderse cobertura vegetal se libera carbono en forma de CO_2, se pierde la capacidad de generación de sedimentos, y el suelo se expone a condiciones óxicas que fomentan la actividad microbiana del suelo y la descomposición (Duarte et al., 2004; Krauss et al., 2014; McLeod et al., 2011). Por otro lado, los manglares del Pacífico Colombiano, se caracterizan por tener árboles muy altos y una diversidad de especies que, debido a la proporción alta de carbono en biomasa viva, y la composición química de dicha biomasa, la cual varía de especie a especie, ayudan a aumentar las reservas de CO y disminuir su degradación (Alongi, 1994; Kristensen et al., 2008). Otro aspecto importante es la calidad y antigüedad del ecosistema, ya que estos factores mejoran la eficiencia de producción primaria y almacenamiento de carbono en los sedimentos (Alongi et al., 2004). De modo que la pérdida de la cobertura vegetal impactaría negativamente sobre todos estos procesos, disminuyendo el contenido de carbono orgánico, no solo por pérdida de biomasa, sino también por el impacto sobre los sedimentos que esto implica.

1.5.2 Pregunta e hipótesis 2

¿Cómo se comporta el almacenamiento de carbono en sedimentos a diferentes profundidades, en bosques de manglar con diferentes grados de intervención antrópica y bajo las condiciones ambientales específicas de los sitios de estudio?

Los bosques de manglar conservados almacenan mayor cantidad de carbono en las capas superficiales del suelo que en las capas más profundas, esto porque un bosque conservado sería una buena fuente de detritos orgánicos autóctonos, sumado a la capacidad de reducción de energía del flujo de agua que favorece la acumulación de partículas sobre la superficie (Perdomo-Trujillo et al., 2021), no sólo las autóctonas, sino también las alóctonas provenientes de ecosistemas adyacentes, favorece la acumulación de materia orgánica en la superficie, que por las propiedades inherentes de los suelos de

manglar, como salinidad, suelos inundados, ácidos, y anoxícos, tendrá una tasa de descomposición muy lenta, como Donato et al., (2011), quienes encontraron que efectivamente la cantidad de carbono es mayor en la superficie. Respecto a bosques de manglar degradados, la hipótesis se invierte, ya que los primeros 30 cm del suelo, son más vulnerables a la acción antrópica (Donato et al., 2011), como fue el caso del estudio realizado por Perdomo-Trujillo et al., (2021) en la Ciénaga Grande de Santa Marta, quiénes encontraron un importante aporte a las reservas de CO de esta zona a una profundidad de 2m, sin embargo, en dicho estudio se maneja el supuesto de que esto puede deberse a todas las transformaciones o alteraciones a las que se ha enfrentado este ecosistema a través de su historia.

1.5.3 Pregunta e hipótesis 3

¿Cómo se ve afectado el secuestro y almacenamiento de carbono desde la orilla hacia el interior de los bosques de manglar, con diferentes grados de intervención antrópica?

En bosques de manglar conservados, se puede esperar en la orilla una mayor reserva de CO en sedimentos respecto a las reservas de CO en biomasa aérea, ya que se presenta mayor influencia mareal, es decir suelos con una mayor frecuencia e intensidad de inundaciones, favoreciendo las condiciones de anoxía en suelo y por lo tanto disminuyendo las tasas de descomposición (Kristensen et al., 2008). A la orilla del mar, predomina el mangle *R. mangle*. que presenta adaptaciones fisiológicas para resistir las características de esta zona, como vientos y mareas, sin embargo, a comparación de otras especies de mangle que se encuentran más hacía el interior, son individuos de menor porte, lo que necesariamente significa menor carbono orgánico en biomasa (Rangel-Ch., 2011; Sánchez-Páez et al., 1997). Al interior, de los bosques de manglar la frecuencia e intensidad de inundación está determinada principalmente por precipitaciones o escorrentía de ríos, la salinidad en suelos podría verse aumentada debido a una menor disolución de la misma, hasta que, progresivamente más hacía el interior del bosque de manglar, disminuya bastante la concentración de salinidad en suelos. En la zona con mayor salinidad, pero menor influencia mareal, podría haber grandes reservas de CO tanto en sedimentos como en biomasa aérea, ya que aquí suele encontrarse *A. germinans*, especie con individuos de mayor porte respecto a *R. mangle*, que resiste mejor los niveles altos de salinidad (Rangel-Ch., 2011; Sánchez-Páez et al., 1997). En las zonas más hacía

el interior del bosque de manglar, habrá mayores reservas de CO en biomasa aérea en contraste con el CO en sedimentos, ya que los suelos no se encuentran sometidos a condiciones tan extremas de inundación por agua salada, favoreciendo la oxigenación y descomposición de materia orgánica. Respecto a Bosques de manglar degradados, se esperan bajas reservas de CO a la orilla del mar, ya que su efecto erosivo sería mucho más evidente, lo que favorece la exportación de materia orgánica (Bouillon et al., 2004) además de los efectos químicos que ejercería sobre los sedimentos (como la disolución de carbono) (Krauss et al., 2014). Más hacía el interior del bosque de manglar habría mayores reservas de CO en sedimentos, sobre todo en las capas más profundas, tal y como se planteó en la anterior hipótesis. Un escenario alterno, podría ser mayores reservas de CO en superficie, debido a aportes con altas cargas de nutrientes que favorezcan la eutrofización del ecosistema, McLeod et al., (2011), cita estudios en los que estas condiciones podrían aumentar el secuestro de carbono.

2. Materiales y métodos

2.1 Área de estudio

La costa Pacífica de Colombia se encuentra ubicada al oeste de la Cordillera Occidental, con una extensión aproximada de 1.300 km, donde los manglares se desarrollan a manera de un cinturón continuo, abarcando 198.800 ha aproximadamente (Correa & Morton, 2010; INVEMAR, 2022; Mejía-Rentería et al., 2018), son descritos como “los más desarrollados en el neotrópico” (Castellanos-Galindo et al., 2014; Suman, 2007) y como “los más frondosos del mundo” (West, 1956), y esto, en gran medida se debe a sus características climáticas y geográficas. Considerada como una de las regiones más lluviosas del mundo, tiene una precipitación que oscila entre los 3.000 y 8.000 mm de lluvia por año y una humedad relativa que va de 88% a 100% (Cantera & Blanco, 2001; Medina-Contreras et al., 2020; Osorio Garcés, 2018). Su clima, que es húmedo tropical, se ve afectado por la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT), que propicia vientos variables y débiles, así como alta pluviosidad. La temperatura tiene un valor medio anual de 26°C (Correa & Morton, 2010; Osorio Garcés, 2018). Por otro lado, los manglares de esta costa, también se encuentran dominados por llanuras aluviales, con la descarga de agua de los principales ríos que se originan en la Cordillera Occidental (Mejía-Rentería et al., 2018; Palacios Peñaranda et al., 2019). Las mareas son semidiurnas mixtas, con amplitudes medias que van de 2m a 4m, y olas de mar de fondo de 0,5 a 1,5m de altura para los periodos de calma y de 2,5m a 3,5m de altura para los períodos de vientos fuertes (Cantera & Blanco, 2001; Correa & Morton, 2010). Los bosques de manglar de la costa Pacífica presenta árboles que pueden alcanzar alturas hasta de 54m y, como ya se mencionó, están compuestos por ocho especies: *Rhizophora mangle* L., *R. racemosa* G. Mey, *R. harrisonii* Leechm, *Mora oleífera* Ducke, *Avicennia germinans* (L.) L., *Laguncularia racemosa* (L.) C.F. Gaertn, *Conocarpus erectus* L. y *Pelliciera rhizophorae* Triana & Planch (Von Prahl et al., 1990, como se citó en Perdomo-Trujillo, 2020).

El estudio se desarrolló en seis bosques de manglar del Pacífico Colombiano con diferentes grados de conservación o intervención antrópica y tipos de usos. Se identificó el grado de conservación utilizando los niveles de intervención medidos con el Índice de Disturbio Antrópico (IDA), que va desde 0 (sin perturbación antrópica) hasta 12 (fuerte intervención antrópica), desarrollado por Gómez García et al. (2024) sobre los mismos sitios de estudio del presente trabajo. Se ubicó una zona de estudio con bosques de manglar fuertemente intervenidos en la bahía de Buenaventura, una zona con poca o nula intervención ubicada en la bahía de Málaga y una zona con bosques de manglar sometidos a efectos de erosión costera, uno con intervención fuerte y otro como objeto de conservación por parte de la población local en la bahía de Tumaco (Tabla 2-1).

En la bahía de Málaga, los manglares de El Morro (EM) (4°02’58”N, 77°11’28”W) y Naidizal (ND) (4°02’30”N, 77°13’46,5”W) (Tabla 2-1 y Fig. 2-1) se ubican en el archipiélago de La Plata, siendo su ambiente marino un Parque Nacional Natural de Colombia, y el terrestre un Distrito de Manejo Integrado administrado en parte por el Consejo Comunitario La Plata bahía Málaga, es un estuario tectónico asociado a procesos geológicos como fallas, erosión y hundimiento. Se destaca dentro de los otros estuarios de la costa Pacífica Colombiana, ya que la mayoría son valles fluviales inundados. La bahía tiene una longitud aproximadamente de 25km y una superficie de 136km^2. Limita al norte con la Falla de Málaga, y al sur con el Istmo de Pichidó (Guevara-Fletcher et al., 2011). A pesar de la alta precipitación, hay pocos ríos que desemboquen sus aguas en esta zona, por lo que, en comparación con otros estuarios del Pacífico colombiano, recibe un bajo aporte de agua dulce (Málikov & Camacho Guerrero, 1998). La economía se basa en el ecoturismo, principalmente por el avistamiento de ballenas jorobadas (*Megaptera novaeangliae*, Borowski, 1781), además en ND se realiza la “Ruta de la Piangua” como una estrategia de turismo ecológico para el uso aprovechamiento y manejo sostenible de sus recursos naturales (Arroyo Ponce & Vargas Marin, 2020). Su paisaje se caracteriza por acantilados verticales, colinas bajas, terrazas, y planicies de marea donde los manglares, que se desarrollan como ribereños y de borde, se ubican en el lado oriental de la bahía (Correa & Morton, 2010). Los bosques de manglar de estas bahías, Málaga y Buenaventura, son poco heterogéneos; Sánchez-Páez et al., (1997), mencionan que para Buenaventura se encontraron un total de 7 especies asociadas a los bosques de manglar, mientras que para bahía Málaga se encontraron 6 especies. De acuerdo con Palacios & Cantera, (2017), la población de bahía Málaga utiliza los manglares principalmente para la obtención de

productos pesqueros, como fuente de material de construcción y como combustible. Estos autores revisaron el impacto local del uso de la madera de manglar en Quebrada Valencia, un bosque cercano a los bosques del presente estudio ubicado en bahía Málaga, describiéndolo como un bosque maduro debido a la composición y estructura de los árboles maduros y el número total de plántulas y juveniles. EM es un manglar en el que no se evidenció intervención antrópica, con un IDA medido de 0, mientras que ND se presenta algo de tala para el mantenimiento de las rutas de ecoturismo, con un IDA promedio de 2 Gómez García et al. (2024).

En la bahía de Buenaventura los manglares de San Pedro (SP) (3°50’12,5”N, 77°15’30”W) y Piangüita (PG) (3°50'19,5"N, 77°12'16"W) (Tabla 2-1 y Fig. 2-1), cercanos a pequeñas poblaciones turísticas y a la ciudad de Buenaventura, donde se encuentra el puerto de carga principal sobre la costa del Pacífico colombiano. La bahía de Buenaventura es un estuario rodeado por extensos bosques de manglar, especialmente en la parte sur de la bahía (Cantera & Blanco, 2001; Palacios & Cantera, 2017; Sánchez-Páez et al., 1997). La bahía recibe aportes de agua dulce (427 m^3 s^{-1}), siendo los ríos Anchicayá (112 m^3 s^{-1}) y Dagua (126 m^3 s^{-1}) los principales tributarios (Cantera & Blanco, 2001). Los manglares de esta bahía fueron explotados intensivamente durante los años 60, principalmente el mangle rojo (*R. mangle*) con el fin de extraer los taninos para ser usados por la industria de la marroquinería, posteriormente, se deforestaron grandes áreas para el establecimiento de acuicultura y actividades agrícolas (Cantera & Blanco, 2001; Otero et al., 2007). Mas recientemente Palacios & Cantera, (2017), identificaron que los usos principales del manglar en esta bahía son la obtención de combustibles, materiales de construcción, y para la obtención de productos pesqueros. Cabe resaltar que cerca de SP se encuentra ubicado el hotel Magüipi, el cual, además de los posibles impactos que puede generar sobre el ecosistema, como el vertimiento de aguas residuales, brinda como servicios turísticos, como lo indica la página web del hotel (https://www.hotelmaguipi.com.co/servicios), caminatas y recorridos en kayak por los manglares. De acuerdo con Gómez García et al. (2024), SP es un bosque en el que se observan estructuras cercanas, residuos sólidos, tala y pisadas, con un IDA promedio de 5; en PG se reportan las mismas intervenciones antrópicas que en SP, pero con mayor magnitud, teniendo un IDA promedio de 8.

En la bahía de Tumaco se localizan los manglares de Bocagrande (BG) (1°47’30”N, 78°52’18”W) y Rompido (RP) (1°48’45”N, 78°50’16”W) (Tabla 2-1 y Fig. 2-1); esta bahía es la más grande de la costa Pacífica de Colombia, semi protegida y ubicada sobre un área tectónicamente activa con tendencias estructurales, presenta bosques de manglar en las costas del sureste de la bahía (Castellanos-Galindo, Casella, et al., 2021; Correa & Morton, 2010). Es una bahía abierta localizada entre los deltas de los ríos Mira y Patía (Otero et al., 2007), está conformada por una red de tributarios formando un complejo de esteros, debido a los diferentes orígenes en sus suelos, estos suelen tener una gran variabilidad en sus características granulométricas, sin embargo, predominan los suelos arcillo-limosos, con pH entre 3,4 y 8,6 (Sánchez-Páez et al., 1997). La bahía recibe aportes de aguas residuales del municipio de Tumaco qué alteran la calidad del agua y los ecosistemas asociados, además de verse afectados por algunas actividades económicas, siendo los cultivos extensivos de palma, la explotación forestal que ha dejado amplias extensiones removidas para la construcción de estanques de acuicultura, y la extracción de oro, alternativas rentables para los habitantes de esta región, a pesar de ser una costa poco desarrollada en términos de infraestructura, con la presencia de pequeños pueblos, de menos de 5.000 habitantes, dispersos por el paisaje (Castellanos-Galindo, Casella, et al., 2021; Guzmán et al., 2012, 2014; Martínez Ortega et al., 2022; E. Otero et al., 2007). Además de lo anterior, debido a que BG y RP son manglares con sedimentos principalmente arenosos expuestos a la alta energía del oleaje y vientos fuertes de la costa abierta, se encuentran en áreas muy vulnerables a la acción de la erosión (Montagut Cifuentes & Cabrera Luna, 1997; Otero et al., 2007). En BG no hay fuertes intervenciones antrópicas con un IDA promedio de 2, mientras que RP sí presenta intervenciones antrópicas de mayor magnitud con un IDA promedio de 7 Gómez García et al. (2024).

Tabla 2-1: Índice de Disturbio Antrópico (IDA) y estado de conservación de los sitios de estudio.

Localidad	**Sitios de estudio**	**Tipo biofísico[1]**	**Estado de conservación**	**IDA[2]**
Bahía Málaga	EM	Estuarino	Bosque maduro en buen estado, objeto de conservación a través de la figura	0

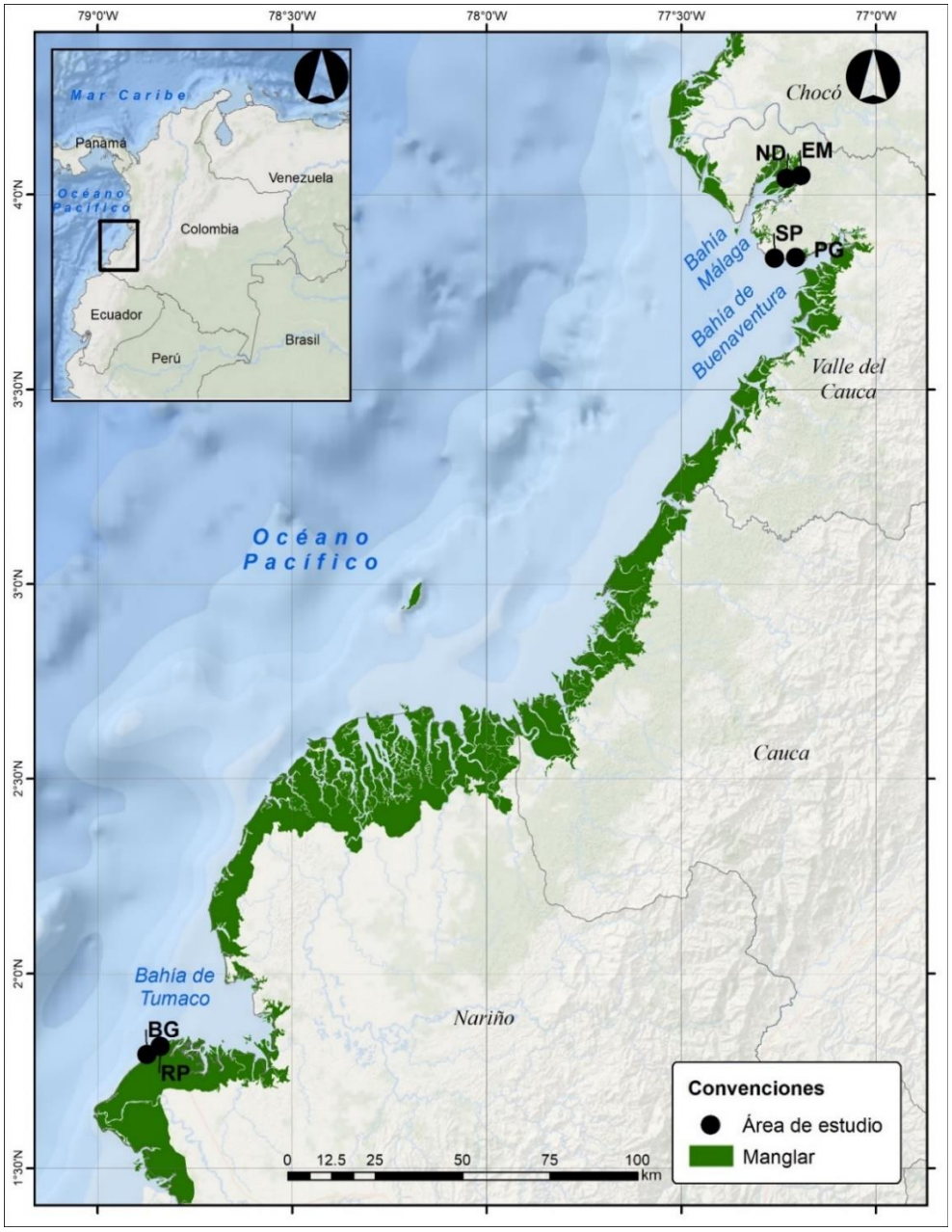
Localidad	Sitios de estudio	Tipo biofísico[1]	Estado de conservación	IDA[2]
			de Parque Nacional Natural Uramba y Distrito de Manejo Integrado de Bahía Málaga.	
Bahía Málaga	ND	Estuarino	Bosque maduro en buen estado, objeto de estrategias de turismo ecológico para el uso aprovechamiento y manejo sostenible de sus recursos naturales. Parque Nacional Natural Uramba y Distrito de Manejo Integrado de Bahía Málaga.	2
Bahía de Tumaco	BG	Deltaico	Bosque maduro fuertemente afectado por la acción de la erosión costera, y con poco impacto antrópico directo.	2
Bahía de Buenaventura	SP	Estuarino	Bosque en estado de sucesión ecológica después del establecimiento y abandono de una piscina para acuicultura.	5
Bahía de Tumaco	RP	Deltaico	Bosque fuertemente afectado por la acción de la erosión costera, que es objeto de aprovechamiento forestal.	7
Bahía de Buenaventura	PG	Estuarino	Bosque que fue objeto de aprovechamiento forestal, sobre el cual, según la población local, se desarrolló un programa de siembra de plántulas. Se localiza cerca de un centro poblado con vocación turística.	8

Sitios de estudio: EM: El Morro, ND: Naidizal, BG: Bocagrande, SP: San Pedro, RP: Rompido, PG: Piangüita. Tipo biofísico[1]: Adaptado de Worthington et al. (2020). IDA: Índice de Disturbio Antrópico [2] Gómez García et al. (2024), donde 0 = menor disturbio antrópico, y 12 = mayor disturbio antrópico. Los autores obtuvieron el IDA de la suma de las variables categóricas pisoteo: evidencia de presencia humana o accesibilidad para ingresar al

manglar; tala: evidencia de tala selectiva de manglares, tocones, troncos caídos, aserrín; desechos sólidos: presencia de basura en suelo y raíces; Estructuras: construcciones, canales y diques.

Figura 2-1: Localización de los sitios de estudio.

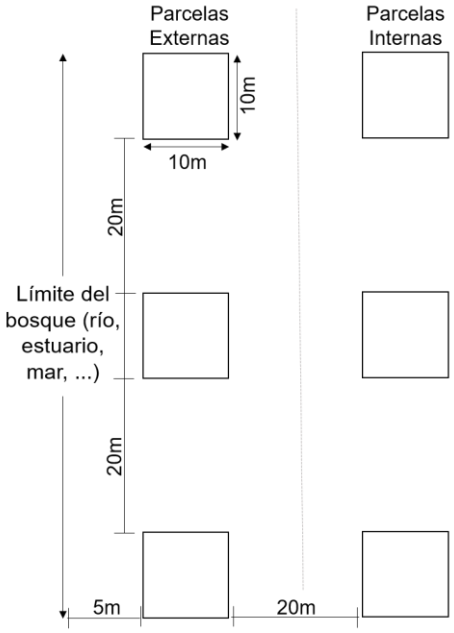
Sitios de estudio: EM: El Morro, ND: Naidizal, SP: San Pedro, PG: Piangüita, BG: Bocagrande, y RP: Rompido. Elaboración propia con fuentes de datos de: Mapa base: Esri, Maxar, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, IGN, and the GIS User Community; Capa Manglar: INVEMAR



2.2 Fase de campo

Para realizar la estimación del contenido de carbono orgánico, en cada uno de los sitios de estudio, se siguieron los métodos propuestos por Kauffman & Donato, (2012). El diseño de muestreo consistió en el establecimiento de seis parcelas cuadradas de 100m^2 ubicadas equidistantes a 20m en una configuración de 3 X 2, donde las primeras tres parcelas se situaron aproximadamente a 5m de distancia de la orilla (Fig. 2-2). En cada parcela se recolectó la información y muestras necesarias para estimar las reservas de CO en biomasa aérea, biomasa subterránea, necromasa (madera caída) y sedimentos, complejidad estructural, materia orgánica (MO), nutrientes (Nitrógeno y Fósforo), densidad aparente y granulometría.

Figura 2-2: Esquema del diseño de muestreo.
En cada sitio de muestreo, los cuadrados representan las parcelas establecidas.



Para determinar la estructura de los bosques de manglar, así como la biomasa aérea y reservas de CO en biomasa aérea, se midió el diámetro a la altura del pecho (DAP) de todos los árboles encontrados en las seis parcelas de cada sitio de estudio. Dentro de las parcelas se midieron los árboles con DAP≥2,5 cm. El DAP se midió a 1,3 m de altura,

excepto en algunos individuos de *R. mangle* con raíces aéreas de una altura superior en los que se midió el DAP a 30 cm por encima de la raíz más alta (Fig. 2-3). En cuanto a los árboles muertos en pie, se tuvieron en cuenta las consideraciones descritas para los árboles vivos, pero, adicionalmente se registró su estado de descomposición, que puede ser 1, 2 y 3 (Fig. 2-4), de acuerdo con los métodos propuestos por Kauffman & Donato, (2012).

Figura 2-3: Medición del Diámetro a la altura del pecho – DAP.
A) en casos generales se midió a 1,3m, B) para *Rhizophora spp* 30cm arriba de la raíz más alta.

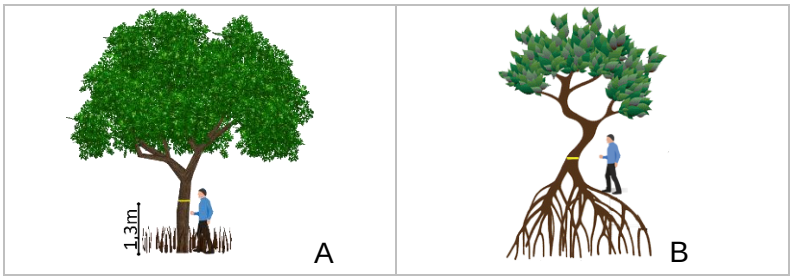
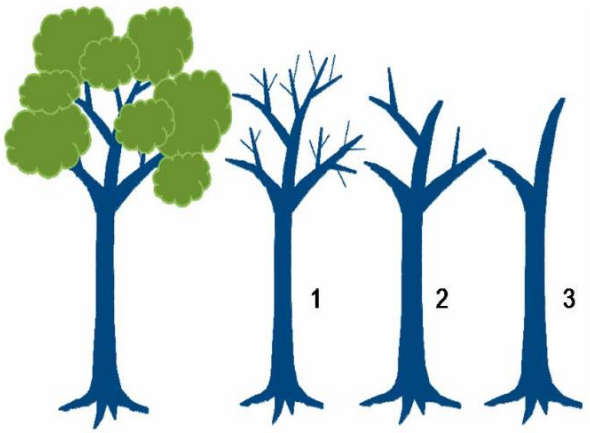


Figura 2-4: Estado de decaimiento de árboles por clase.
Árboles muertos: 1. Árboles en estado 1 murieron recientemente, mantienen muchas ramas primarias y secundarias; 2. Árboles en estado 2 sólo conservan algunas de sus ramas secundarias y mantienen la mayor parte de las primarias; 3. Árboles en estado 3, son básicamente troncos con pocas o ninguna rama, generalmente están rotos en la punta.



Fuente: Kauffman & Donato, (2012).

En cuanto a la biomasa subterránea, está se obtuvo sacando un núcleo de suelo en cada parcela de muestreo, hasta una profundidad de 50 cm con un nucleador de PVC de 4” de diámetro, es decir 10,16 cm. Las raíces fueron separadas del suelo lavándolas en un tamiz de 1mm, se guardaron en bolsas plásticas marcadas que fueron almacenadas en neveras, las muestras fueron transportadas al laboratorio en frío.

Figura 2-5: Muestreo de raíces finas.

A) Extracción del núcleo, y B) Lavado de raíces con tamiz.

Fuente: Fotografías tomadas por A) Paola Echeverry, y B) John Dorado.

Para las reservas de CO en necromasa, se utilizó la técnica de intersección lineal (Kauffman & Donato, 2012) la cual consiste en contar y medir los pedazos de madera caída a lo largo de un transecto diagonal de aproximadamente 14 m de largo que va de esquina a esquina en cada una de las parcelas. El material vegetal se clasificó en dos categorías según el tamaño del tronco, siendo de tamaño mediano los troncos con diámetros menores o iguales a 7,6 cm, y grande con diámetros mayores a esa medida. Se tuvo en cuenta toda la madera caída que interceptó el transecto hasta una altura de 2 m, y se identificó el estado de decaimiento del material vegetal entre duro o podrido. Para las parcelas en las que se encontró mucho material vegetal, se realizó la medición de la mitad del transecto tomándolo a manera de subparcela.

Para la estimación del CO en sedimentos, MO, granulometría, densidad aparente y nutrientes, haciendo uso de un perforador de turba ruso, se recolectó un núcleo de hasta 2 m de profundidad en el centro de cada una de las seis parcelas establecidas en cada sitio de estudio. El núcleo fue dividido en intervalos de profundidad de: 0-15cm, 15-30cm, 30-50cm, 50-100cm, 100-150cm, y 150-200cm. De cada intervalo se obtuvo una

submuestra de 6 cm de longitud que se colectó de la parte central de cada rango de profundidad (Fig. 2-6). Las muestras fueron guardadas en bolsas plásticas debidamente marcadas que fueron almacenadas en neveras y se transportaron en frío hasta el laboratorio con el fin de disminuir la actividad microbiana.

Figura 2-6: Núcleo de sedimento extraído con perforador de turba ruso.
División de la submuestra que se recolectó para su análisis.

Fuente: Fotografía tomada por John Dorado.

Por último, para identificar las características físico-químicas temporales del agua superficial e intersticial en cada una de las parcelas, se tomaron mediciones *in situ*, en época de menos lluvia (de abril a julio) y época de más lluvia (de septiembre a noviembre), de los parámetros: Salinidad (PSU), Temperatura (°C), pH, Oxígeno Disuelto (%OD, y ppm OD), Solidos Totales Disueltos (ppt TDS) y conductividad (mS cm^{-1}), haciendo uso de una sonda multiparamétrica, esto se hizo para el agua superficial, y para la intersticial a aproximadamente 30 cm de profundidad, la cual se sacó enterrando un tubo de PVC de 2 pulgadas de diámetro teniendo cuidado de que no entrara agua superficial a la muestra de agua intersticial.

2.3 Análisis de muestras

2.3.1 Estructura, CO sobre el suelo

Para la determinación del estado de conservación de los bosques de manglar de estudio se calcularon las variables estructurales de la densidad de árboles, el área basal, la frecuencia absoluta y relativa, dominancia relativa y el Índice de Valor de importancia (IVI)

por cada especie de mangle. Para la estimación del CO en biomasa aérea y necromasa, se calculó la biomasa de la vegetación aérea y de la caída, para la primera se hizo uso de la ecuación alométrica desarrollada por Chave et al., (2005) tomada de (Komiyama et al., 2008) que se muestra en la ecuación (2.1), y en el caso de los árboles muertos en pie, se tuvieron en cuenta las consideraciones descritas por Kauffman & Donato, (2012) para los estados de decaimiento 1 y 2, que se muestra en la ecuación (2.2) y (2.3), y la propuesta por Komiyama et al., (2005) para estado de decaimiento 3, que se muestra en la ecuación (2.4), también se siguieron las ecuaciones y métodos propuestos por Kauffman & Donato, (2012) para el cálculo del volumen de la madera caída. Para hacer la estimación de la biomasa aérea y necromasa se requiere el valor de la densidad de la madera específica para cada especie, los cuales se obtuvieron de bibliografía, como se muestra en la (Tabla 2-2). La biomasa se convirtió a masa de CO usando el factor de 0,48 tanto para la vegetación aérea como la caída (Kauffman & Donato, 2012).

$$Biomasa\ vegetación\ aérea\ \left(\frac{Mg}{ha}\right) = \left(0{,}168 \times densidad\ madera\ especie\ \left(\frac{g}{m^3}\right) \times \mathrm{DA}P^{2{,}471}(\mathrm{cm})\right) \div 10 \quad (2.1)$$

$$Biomasa\ vegetación\ estado\ de\ decaimiento\ 1\ \left(\frac{Mg}{ha}\right) = Biomasa\ vegetación\ aérea\ \left(\frac{Mg}{ha}\right) - \left(Biomasa\ vegetación\ aérea\ \left(\frac{Mg}{ha}\right) \times 0{,}025\right) \quad (2.2)$$

$$Biomasa\ vegetación\ estado\ de\ decaimiento\ 2\ \left(\frac{Mg}{ha}\right) = Biomasa\ vegetación\ aérea\ \left(\frac{Mg}{ha}\right) - \left(Biomasa\ vegetación\ aérea\ \left(\frac{Mg}{ha}\right) \times 0{,}15\right) \quad (2.3)$$

$$Biomasa\ vegetación\ estado\ de\ decaimiento\ 3\ \left(\frac{Mg}{ha}\right) = \left(0{,}0696 \times densidad\ madera\ especie\ \left(\frac{g}{m^3}\right) \times \left(\mathrm{DA}P^2(\mathrm{cm}) \times altura\ aproximada\ (m)\right)^{0{,}931}\right) \div 10 \quad (2.4)$$

Tabla 2-2: Densidad de la madera por especie.

Especie	Densidad de la madera (g m^{-3})	Referencia
R. mangle (Rm)	0,74	Saldarriaga et al., (2011) citado en (Monsalve et al., 2015)
M. oleifera (Mo)	0,56	Saldarriaga et al., (2011) citado en (Monsalve et al., 2015)
P. rhizophorae (Pr)	0,54	Saldarriaga et al., (2011) citado en (Monsalve et al., 2015)
L. racemosa (Lr)	0,62	Kauffman et al., (2013)
A. germinans (Ag)	0,79	Kauffman et al., (2013)

2.3.2 CO en biomasa subterránea

La biomasa subterránea fue lavada hasta eliminar por completo los residuos de suelo en las raíces usando un tamiz de 1mm, cuando la muestra de biomasa era muy grande, lo cual sucedió para las muestras de los sitios de estudio de Bahía Málaga, esta se cuarteó y se utilizó uno de los cuartos para realizar el posterior procedimiento. Las raíces se separaron manualmente en tres clases según su tamaño: raíces finas (< 2 mm), delgadas (2–5 mm), y gruesas (5–20 mm). El material vegetal se secó en horno a 70°C por 48 horas hasta obtener peso constante (Fig. 2-7) y se pesaron usando una balanza analítica (Castañeda-Moya et al., 2011; Medina-Calderón et al., 2021). Se calculó el área que abarca el nucleador con el dato del diámetro (10,16cm), la biomasa se convirtió a masa de CO usando el factor de 0,39 (Kauffman & Donato, 2012), y con estos dos datos se calculó el CO en biomasa subterránea en Mg C ha^{-1}.

Figura 2-7: Procesamiento de raíces finas.

A) Cuarteo de muestras grandes (en el caso de los sitios de estudio EM y ND), B) Clasificación de raíces según su diámetro, y C) Secado de raíces.

Fuente: Realizado por Marcela López.

2.3.3 CO en suelo, CO Total y nutrientes

Para el cálculo del CO en suelo, las muestras fueron oxidadas bajo el método de Walkley-Black (WB) (Walkley & Black, 1934) modificado y adoptado por la Norma Técnica Colombiana - NTC 5403:2021, el cual consiste en digerir el suelo con 5 mL de la solución 1N de dicromato de potasio y 10 mL de ácido sulfúrico, esta reacción libera oxigeno que oxida el carbono de la MO en el suelo para lo cual la mezcla se deja en reposo de 12 a 16 horas. La concentración de CO se estimó por el método de cuantificación por colorimetría con lectura de absorbancia en espectrofotómetro a 585 nm (Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación [ICONTEC], 2021), este procedimiento fue llevado a cabo por el laboratorio certificado de suelos de la Universidad Nacional de Colombia. Las reservas de CO en suelo se calcularon teniendo en cuenta la ecuación sugerida por Kauffman & Donato, (2012) (2.5):

$$Carbono\ del\ suelo\ \left(\frac{Mg}{ha}\right) = densidadrelativa\ del\ suelo\ \left(\frac{g}{cm^3}\right) \times intervalo\ de\ muestreo\ (cm) \times \%\ de\ carbono \quad (2.5)$$

se sumaron las masas de CO de cada división del núcleo para determinar el CO de suelo total, los resultados se transformaron en Mg C ha^{-1}. El contenido de CO promedio de cada parcela se obtuvo haciendo la sumatoria de los contenidos de carbono orgánico de cada componente analizado, como se muestra en la ecuación sugerida por Kauffman & Donato,

(2012) (2.6). El CO promedio total para cada sitio de estudio es el resultado del promedio de las parcelas de estudio.

$$Contenido\ de\ carbono\ orgánico\ \left(\frac{Mg}{ha}\right) = C_{árboles\ A} + C_{árboles\ S} + C_{árboles\ M} + C_{necromasa} + C_{suelo} \quad (2.6)$$

Donde,

$C_{árboles\ A}$= Contenido de carbono aéreo de árboles

$C_{árboles\ S}$= Contenido de carbono subterráneo de árboles

$C_{árboles\ M}$= Contenido de carbono de árboles muertos en pie

$C_{necromasa}$= Contenido de carbono de necromasa

C_{suelo}= Contenido de carbono en el suelo

El laboratorio certificado de suelos de la Universidad Nacional de Colombia se encargó de llevar a cabo el análisis para la determinación de Nitrógeno Total (NT) y Fósforo disponible (PD) en cada muestra de suelo. El análisis del NT se llevó a cabo bajo el método Kjeldhal (Kjeldahl, 1883) modificado por la Norma Técnica Colombiana - NTC 5889:2011 (Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación, 2011), este método consta de una etapa de digestión de la muestra con ácido sulfúrico, destilación con ácido bórico, y titulación con ácido clorhídrico. El PD fue realizado según lo establecido por la NTC 5350 – 2020 (Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación, 2020), teniendo en cuenta el pH del suelo, que fue un condicionante para elegir el método de extracción, donde para suelos con pH ≤ 7,3 se optó por el método Bray II que usa como solución de extracción fluoruro de amonio y ácido clorhídrico, y suelos con pH ≥ 7,4 se optó por el método Olsen que usa como solución de extracción bicarbonato de sodio. La concentración de PD se estimó por el método de cuantificación por colorimetría con lectura de absorbancia en espectrofotómetro a 635, 660 o 700 nm, según el equipo. Las concentraciones se transformaron a Mg ha^{-1}, se promediaron estas concentraciones de NT y PD de cada división del núcleo para obtener el promedio por parcela y el NT y PD promedio total para cada sitio de estudio es el resultado del promedio de las parcelas.

2.3.4 Densidad aparente y Materia Orgánica

Para el cálculo de la densidad aparente, las muestras se secaron en un horno a 60 °C hasta obtener un peso constante, lo cual se consiguió dejando secar las muestras durante 48 horas y posteriormente fueron pesadas utilizando una balanza analítica (Fig. 2-8). La densidad se calculó dividiendo la masa de las muestras después de pasar por el horno, es decir su peso seco, por el volumen original de la muestra (ver ecuación (2.8)), que se halló mediante la ecuación (2.7) para obtener el volumen de medio cilindro (Kauffman & Donato, 2012).

$$Volumen\ de\ muestra\ (cm^3) = \frac{\pi r^2 h}{2} \tag{2.7}$$

Donde, π: Constante matemática 3.1416

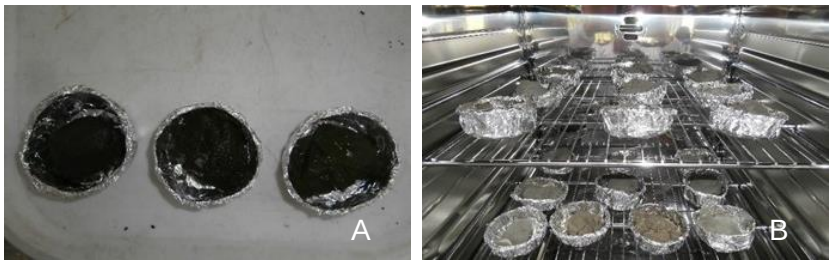
r: Radio del cilindro del barreno usado

h: Altura del cilindro (Cantidad de muestra tomada en cm)

$$Densidad\ relativa\ del\ suelo\ (\frac{g}{cm^3}) = \frac{Masa\ de\ muestra\ seca\ (g)}{Volumen\ de\ muestra\ (cm^3)} \tag{2.8}$$

Figura 2-8: Procesamiento de muestras de suelo para determinación de densidad aparente.

A) Muestras húmedas listas para ingresar al horno, y B) Muestras secas para pesar.



Fuente: Fotografías tomadas por Luisa Gómez.

La Materia Orgánica (MO) se estimó tomando 1,5 g de muestra seca que fue calcinada a 550 °C durante 2 horas (Bengtsson & Enell, 1986; Heiri et al., 2001), que posteriormente fue pesada en frio en una balanza analítica (Fig. 2-9). El porcentaje de MO en suelo se

calculó mediante la ecuación (2.9), se promediaron los porcentajes de cada división del núcleo para obtener el promedio por parcela y el promedio total para cada sitio de estudio es el resultado del promedio de las parcelas.

$$\%MOS = \frac{Peso\ \text{seco} - Peso\ después\ de\ calcinar}{Peso\ seco} \times 100 \tag{2.9}$$

Figura 2-9: Procesamiento de muestras de suelo para determinación de %MO.
A) Calcinación de las muestras de suelo, B) Los crisoles se dejaron enfriar dentro de un desecador, y C) Pesado de las muestras calcinadas.

Fuente: Fotografías tomadas por Luisa Gómez.

2.3.5 Granulometría

La determinación de la granulometría del suelo se realizó por el método del densímetro o de Bouyoucos (Bouyoucos, 1962), estandarizada (Ashworth et al., 2007; ASTM D422-63, 2007; Michigan State University, 2008; Steinmetz, 2007). Con este método la muestra de suelo requiere ser dispersada y homogenizada a través de acciones químicas, usando hexametafosfato de sodio, esta solución se dejó en reposo durante 16 horas, y a través de acciones físicas, batiendo la solución durante 5 minutos. La mezcla se depositó en un cilindro de sedimentación donde la solución fue homogenizada usando un mezclador durante un minuto, y se procedió a hacer la toma de las densidades de las partículas a 40 segundos, en el caso de las arenas, y a 6 horas, en el caso de las arcillas (Fig. 2-10). Para determinar la granulometría de las muestras de suelo, se aplicaron correcciones por temperatura, menisco y reactivo dispersante, pues son parámetros que alteran la medición de la densidad de las partículas y, con la lectura corregida, los porcentajes de las partículas se identifican mediante las ecuaciones (2.10). La determinación de la textura del suelo se

identificó mediante la escala de clasificación de textura americana, conocida como triángulo de texturas USDA.

$$\%Arenas = \frac{Peso\ inicial - Lectura\ a\ _{40s}}{Peso\ \text{inicial}} \times 100$$

$$\%Arcillas = \frac{Lectura\ a\ _{6h}}{Peso\ \text{inicial}} \times 100$$

$$\%Limos = 100 - (\%Arenas + \%Arcillas)$$

(2.10)

Figura 2-10: Procesamiento de granulometría.

A) Reposo de muestras con dispersante, B) Dispersión física de las muestras mediante batido, y C) Medición de la densidad de las partículas mediante densímetro.

Fuente: Fotografías tomadas por Luisa Gómez.

2.4 Análisis de datos

Los análisis estadísticos se realizaron con el software R-project 4.3.1 (2023-06-16 ucrt) mediante la Interfaz Gráfica de Usuario Jamovi 2.4.8 para Windows. Las pruebas estadísticas para las variables que se tomaron a diferentes profundidades se realizaron con los datos hasta 100 cm de profundidad. La normalidad de los datos se probó en los residuos con la prueba de Shapiro-Wilk y la homogeneidad de las varianzas con la prueba de Levene. En los casos en que se cumplía con los supuestos, para evaluar las diferencias entre los sitios (EM, ND, BG, SP, RP, y PG) y también entre las zonas (Externa e Interna),

se realizó ANOVA unidireccional F de Fisher, cuando los ANOVA mostraron diferencias significativas, se realizaron comparaciones por pares utilizando la prueba HDS de Tukey para determinar qué conjuntos de muestras eran diferentes entre sí. En los casos en que no se cumplía con todos los supuestos, debido a que las transformaciones no arrojaron normalidad de los datos, para evaluar entre sitios y zonas, se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, si la prueba arrojaba diferencias significativas se realizó la prueba Z de Dunn para determinar qué sitios diferían entre sí. Se realizó un análisis de regresión lineal para establecer las tendencias en las concentraciones de CO en sedimentos, densidad aparente, granulometría, %MO, %NT, %PD y la relación CO:NT con respecto a la profundidad (N = 4). Para determinar las correlaciones más significativas entre las reservas de CO en todos los compartimentos de estudio y las otras variables analizadas se aplicaron pruebas de correlaciones bivariadas de Spearman. Se realizó análisis de regresiones múltiples para determinar la porción de la varianza en la variable dependiente %CO en sedimentos explicada por las variables predictoras. Para todos los análisis estadísticos se utilizó un nivel de significación de $\alpha = 0,05$.

3. Resultados

3.1 Estructura

En todos los sitios de estudio *Rhizophora spp* (Rm) fue la especie dominante. Bocagrande (BG) tuvo la mayor área basal (AB) con 43,8 ± 19 m^2 ha^{-1}, y los mayores diámetros a la altura del pecho (DAP) con un promedio de 29,8 ± 3 cm, seguido por El Morro (EM) con AB 27,4 ± 8 m^2 ha^{-1} y DAP promedio de 17 ± 2 cm. Piangüita (PG) y Rompido (RP) tuvieron AB de 16,2 ± 3 m^2 ha^{-1} y 15,4 ± 2 m^2 ha^{-1} y DAP promedio de 11 ± 1 cm y 13,4 ± 0,8 cm, respectivamente. Naidizal (ND) fue la que registró el menor valor de AB con 6,4 ± 0,6 m^2 ha^{-1}, así como los menores DAP con un promedio de 6,8 ± 0,3 cm, seguido por San Pedro (SP) con AB 15 ± 2 m^2 ha^{-1} y DAP promedio de 12,9 ± 1 cm. Estadísticamente existen diferencias significativas entre las medianas de la variable de AB de los sitios de estudio (χ^2 = 18,96, $p<0,05$, ε^2 = 0,54), donde ND fue la estación que difirió al resto de los sitios de estudio, y BG que presentó también una diferencia significativa con SP (Z, $p<0,05$) (Tabla 3-1). No se encontró diferencia significativa entre las medianas de AB de las parcelas Externas respecto de las Internas (χ^2 = 1,52, $p>0,05$, ε^2 = 0,04) (Fig. 3-1). Se puede encontrar la información de la estructura forestal por especie en cada sitio de estudio en la (Tabla 3-2).

Tabla 3-1: Estructura (promedio ± Error Estándar) por sitio de estudio. n: número de árboles medidos, DAP: Diámetro a la altura del pecho.

Sitios de estudio	n	Especies	DAP promedio (cm)	DAP max (cm)	Densidad (ind. ha^{-1})	Área Basal (m^2 ha^{-1})
EM	47	Rm, Mo, Pr	17,02 ± 1,91	81,17	783,3 ± 110,80	27,36 ± 8,01[ac]
ND	100	Rm, Pr, Lr	6,85 ± 0,27	18,14	1666,6 ± 297,39	6,43 ± 0,60[b]

Sitios de estudio	n	Especies	DAP promedio (cm)	DAP max (cm)	Densidad (ind. ha^{-1})	Área Basal (m^2 ha^{-1})
BG	30	Rm, Pr	29,83 ± 3,07	79,57	500,0 ± 112,54	43,85 ± 18,93[c]
SP	77	Rm, Lr, Mo, Pr	12,95 ± 0,92	38,99	1283,3 ± 492,27	15,08 ± 2,28[a]
RP	59	Rm, Ag	13,47 ± 0,79	27,06	983,3 ± 110,80	15,40 ± 1,79[ac]
PG	80	Rm, Pr, Lr	10,91 ± 0,88	46,15	1333,3 ± 320,06	16,20 ± 2,93[ac]

Sitios de estudio: EM: El Morro, ND: Naidizal, BG: Bocagrande, SP: San Pedro, RP: Rompido, PG: Piangüita. Especies Rm: *Rhizophora mangle*, Lr: *Laguncularia racemosa*, Mo: *Mora oleifera*, Pr: *Pelliciera rhizophorae*, Ag: *Avicennia germinans*. Letras diferentes significan diferencias significativas entre sitios ($p < 0.05$).

Tabla 3-2: Estructura (promedio ± Error Estándar) por especie por sitio de estudio. n: número de árboles medidos, DAP: Diámetro a la altura del pecho.

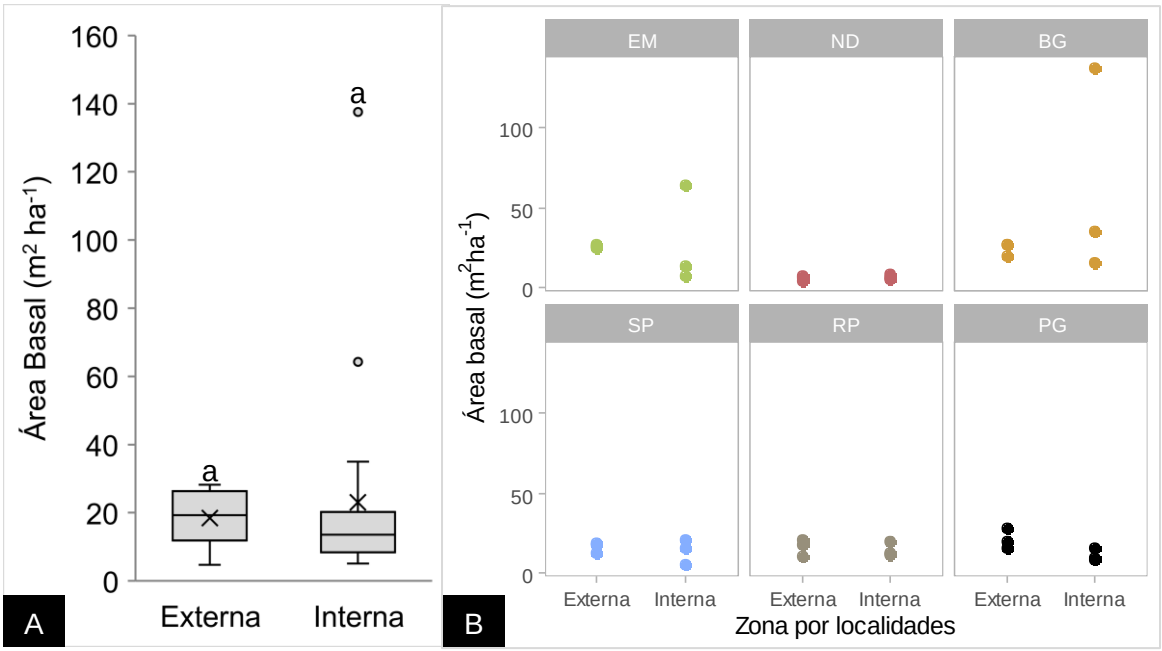
Sitios de estudio	n	Especies	DAP promedio (cm)	DAP max (cm)	Densidad (ind. ha^{-1})	Área Basal (m^2 ha^{-1})
EM	28	Rm	14,75 ± 1,58	33,10	466,67 ± 19,52	10,73 ± 0,80
	14	Mo	33,43 ± 5,21	81,17	350,0 ± 46,29	23,50 ± 5,21
	5	Pr	8,99 ± 3,66	22,92	166,67 ± 25,81	1,92 ± 1,29
ND	48	Rm	7,25 ± 0,16	18,14	800,0 ± 61,91	3,99 ± 0,39
	43	Pr	5,38 ± 0,12	14,32	1433,33 ± 46,59	4,10 ± 0,29
	9	Lr	5,12 ± 0,54	8,28	300,0 ± 33,33	0,79 ± 0,22
BG	27	Rm	31,11 ± 1,93	79,58	450,0 ± 54,09	43,53 ± 8,97
	3	Pr	8,71 ± 0,16	11,62	150,0 ± 40,82	0,96 ± 0,27
SP	64	Rm	22,66 ± 3,26	38,99	1066,67 ± 125,66	9,11 ± 1,02
	3	Lr	20,40 ± 0,0	30,24	300,0 ± 0,0	10,98 ± 0,0
	1	Mo	13,85 ± 0,0	13,85	100,0 ± 0,0	1,50 ± 0,0
	9	Pr	5,84 ± 0,79	9,96	900,0 ± 0,0	2,77 ± 0,0
RP	50	Rm	12,93 ± 0,48	27,06	833,33 ± 55,62	10,69 ± 0,41

Sitios de estudio	n	Especies	DAP promedio (cm)	DAP max (cm)	Densidad (ind. ha^{-1})	Área Basal (m^2 ha^{-1})
	9	Ag	18,37 ± 1,79	24,83	450,00 ± 70,71	11,39 ± 0,13
PG	67	Rm	12,06 ± 0,48	46,15	1116,67 ± 89,58	15,25 ± 0,79
	10	Pr	6,10 ± 0,45	8,63	250,0 ± 40,82	0,78 ± 0,17
	3	Lr	10,24 ± 0,0	12,06	300,0 ± 0,0	2,59 ± 0,0

Sitios de estudio: EM: El Morro, ND: Naidizal, BG: Bocagrande, SP: San Pedro, RP: Rompido, PG: Piangüita. Especies Rm: *Rhizophora mangle*, Lr: *Laguncularia racemosa*, Mo: *Mora oleifera*, Pr: *Pelliciera rhizophorae*, Ag: *Avicennia germinans*.

Figura 3-1: Área basal en parcelas Externas e Internas.

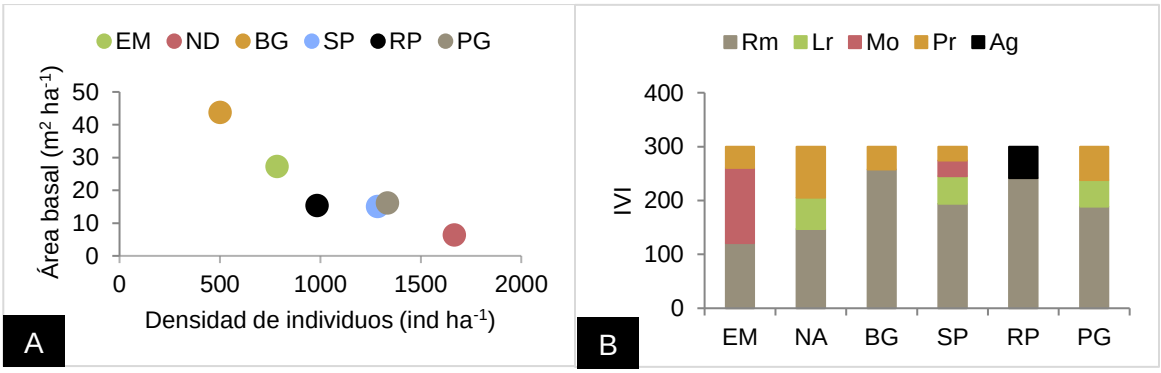
A) Gráfico de cajas del AB, y B) Gráfico de dispersión del AB por zona para cada sitio. Sitios de estudio: EM: El Morro, ND: Naidizal, BG: Bocagrande, SP: San Pedro, RP: Rompido, PG: Piangüita. Letras diferentes significan diferencias significativas ($p < 0.05$).



Estructuralmente se evidenció una relación entre el AB y la densidad de individuos arbóreos, donde en EM y BG se caracterizan por pocos árboles de gran porte, PG y SP tuvieron características similares, RP es un bosque deforestado, pero con algunos

individuos de gran porte y otros en desarrollo y ND es un bosque con muchos árboles de bajo porte (Fig. 3-2). Respecto al Índice de Valor de Importancia (IVI), como se mencionó anteriormente *R. mangle* fue la especie dominante en todos los sitios de estudio, En los sitios de estudio PG, EM y ND se identificaron 3 especies presentes, en SP se identificaron 4 especies de mangle y en los sitios de estudio de la bahía de Tumaco se identificaron 2 especies (Fig. 3-2).

Figura 3-2: Características estructurales en los sitios de estudio.
A) Comparación entre densidad de individuos y área basal en cada sitio de estudio, y B) Valores IVI por cada sitio de estudio. Sitios de estudio: EM: El Morro, ND: Naidizal, BG: Bocagrande, SP: San Pedro, RP: Rompido, PG: Piangüita. Especies Rm: *Rhizophora mangle*, Lr: *Laguncularia racemosa*, Mo: *Mora oleifera*, Pr: *Pelliciera rhizophorae*, Ag: *Avicennia germinans*.



3.2 Características físico-químicas del agua

Los valores de los parámetros físico-químicos medidos reflejan los cambios dados por la época climática en la que fueron tomados y, en casi todos los parámetros el comportamiento presentado entre la época de menos lluvia (de abril a julio) y más lluvia (de septiembre a noviembre), fue el mismo en el agua superficial e intersticial, con excepción de Oxígeno Disuelto (%OD, y ppm OD). La salinidad en casi todos los sitios de estudio, sin importar la época climática, fue mayor en el agua superficial respecto a la intersticial (Tabla 3-3), con excepción de EM, ND en época de más lluvia, y BG en época de menos lluvia. Se registraron valores de salinidad en el agua superficial entre el rango de 11,3 – 31,0 PSU y 10,4 – 27,1 PSU para época de menos y más lluvia respectivamente,

donde los sitios con mayor salinidad registrada fueron los de la bahía de Tumaco (BG y RP) y, los de la bahía de Málaga (EM y ND) los de menor salinidad en ambas épocas climáticas. La salinidad en el agua intersticial estuvo entre 7,7 – 33,2 PSU para época de menos lluvia y 5,1 – 25,0 PSU para la época de más lluvia, se repite el comportamiento que tuvo la salinidad en agua superficial en los sitios de estudio, con excepción de la salinidad en época de más lluvia, donde PG fue el sitio que tuvo los menores valores registrados de salinidad intersticial. EM presentó el menor cambio de salinidad respecto a época climática, independiente del tipo de agua (superficial y/o intersticial), y ND presentó el menor cambio en los valores de salinidad entre agua superficial y agua intersticial, mientras que SP y PG tuvieron el mayor cambio de salinidad superficial e intersticial respectivamente respecto a la época climática y SP también presentó el mayor cambio de salinidad entre agua superficial e intersticial.

La temperatura osciló entre 25,0 y 30,1 °C (Tabla. 3-3) y se mantuvo en valores similares entre tipos de agua para todos los sitios de estudio con excepción de EM y BG para época lluvia con una disminución de más de un grado entre el agua superficial e intersticial. Los valores de pH estuvieron entre 5,9 y 8,2 con tendencia a neutro y básico en el agua superficial, y ácido para el agua intersticial. Respecto al Oxígeno Disuelto, hubo grandes diferencias entre el agua superficial e intersticial con valores para la superficial que oscilaron entre 73,0 – 132,3 %OD para época de menos lluvia y 24,2 – 99,1 %OD para época de más lluvia, mientras que en el agua intersticial estuvo entre 0,0 – 84,3 y 1,5 – 51,8 %OD en época de menos y más lluvia respectivamente. Sólidos Totales Disueltos (o TDS por sus siglas en inglés) en el agua superficial estuvo entre 9,5 – 23,8 y 10,1 – 21,1 ppt TDS para épocas de menos y más lluvia, y en el agua intersticial de 10,3 – 94,2 y 4,6 – 19,6 ppt TDS en época de menos y más lluvia.

Tabla 3-3: Variables físico-químicas del agua superficial e intersticial (promedio ± Error Estándar) en épocas de menos y más lluvia. Ép. = Época, S.E. = Sitios de estudio, OD = Oxígeno Disuelto, y TDS = Sólidos Totales Disueltos.

Ép.	S.E.	Salinidad (PSU)		Temperatura (°C)		pH		OD (%)		TDS (ppt)	
		Sup.	Int.	Sup.	Int.	Sup.	Int.	Sup.	Int.	Sup.	Int.
Menos lluvia	EM	12,9±0,3	13,4±0,4	28,1±0,1	28,1±0,1	7,6±0,02	6,9±0,1	79,1±2,0	0,02±0,02	10,8±0,2	11,2±0,3
	ND	12,8±0,3	12,4±1,4	28,1±0,1	28,2±0,3	7,6±0,02	6,7±0,05	79,1±2,0	68,8±4,7	10,7±0,2	47,8±16,2
	BG	30,3±0,03	30,8±0,3	25,9±0,02	25,3±0,1	8,1±0,03	6,3±0,1	80,6±0,9	3,9±0,6	23,4±0,03	23,7±0,2
	SP	30,0±0,2	21,4±2,0	28,1±0,04	28,2±0,2	8,0±0,03	6,8±0,1	118,3±4,0	16,1±0,3	23,0±0,3	18,2±0,7
	RP	31,0±0,01	29,1±2,2	26,4±0,1	26,2±0,2	8,2±0,01	7,1±0,2	83,3±0,7	24,0±5,2	23,8±0,005	22,5±1,5
	PG	20,8±0,02	20,2±1,0	27,8±0,03	28,5±0,3	7,6±0,03	6,6±0,1	120,1±3,9	19,2±0,8	16,7±0,02	16,2±0,7
Más lluvia	EM	14,2±0,3	15,4±0,1	30,0±0,02	28,2±0,4	7,6±0,1	6,6±0,1	28,1±0,2	12,1±4,7	11,9±0,2	12,4±0,1
	ND	16,6±0,2	16,7±0,4	29,6±0,1	29,3±0,1	7,6±0,05	6,4±0,1	25,5±0,3	18,6±0,5	13,6±0,1	13,7±0,3
	BG	25,7±0,1	19,7±1,9	27,6±0,1	26,3±0,1	8,0±0,1	6,3±0,1	90,0±1,1	22,2±0,9	18,6±1,7	15,8±1,4
	SP	16,3±1,2	15,0±0,5	28,1±0,1	27,1±0,05	7,9±0,1	6,8±0,1	49,4±0,7	24,9±3,8	14,3±0,3	12,4±0,4
	RP	27,0±0,03	21,2±1,3	28,0±0,1	27,9±0,2	8,1±0,02	6,7±0,1	96,5±1,1	31,9±4,3	21,1±0,03	16,9±0,9
	PG	12,3±0,4	10,2±1,3	26,9±0,2	27,3±0,3	7,6±0,03	6,6±0,2	49,3±0,3	20,8±1,6	-	8,7±1,0

Sitios de estudio: EM: El Morro, ND: Naidizal, BG: Bocagrande, SP: San Pedro, RP: Rompido, PG: Piangüita. Sup = Agua Superficial, Int = Agua Intersticial. Se marcan en rojo el menor valor y en verde el mayor valor para cada serie de datos.

3.3 Reservas de carbono orgánico

3.3.1 CO sobre el suelo

- **CO en biomasa aérea**

Las reservas de CO en la biomasa aérea estuvieron entre 11,8 ± 1,5 Mg C ha^{-1} y 201,4 ± 101,3 Mg C ha^{-1}, correspondientes a los sitios de estudio de ND y BG, respectivamente (Fig. 3-3), con una diferencia significativa entre los sitios de estudio (χ^2 = 21,3, p<0,05, ε^2 = 0,61), siendo ND y BG los que difieren al resto de sitios de estudio, exceptuando a PG y EM que no difieren con BG (Z, p<0,05). Con un 95% de confianza, no se encontraron diferencias significativas de las reservas de CO en la biomasa aérea entre las parcelas Externas respecto de las Internas (χ^2 = 1,2, p>0,05, ε^2 = 0,03) (Fig. 3-4). Se puede encontrar la información del CO en biomasa aérea por especie en cada sitio de estudio en la (Tabla 3-4).

Figura 3-3: Variabilidad del CO en biomasa aérea por sitio de estudio.
Variabilidad obtenida de seis replicas para cada sitio de estudio (N=6). Sitios de estudio: EM: El Morro, ND: Naidizal, BG: Bocagrande, SP: San Pedro, RP: Rompido, PG: Piangüita. Letras diferentes significan diferencias significativas entre sitios (p < 0.05).

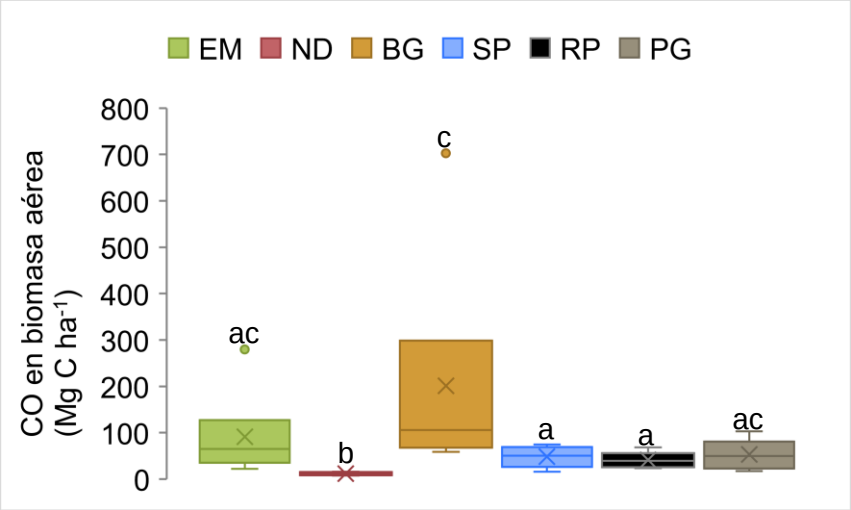


Figura 3-4: CO en biomasa aérea en parcelas Externas e Internas.

A) Gráfico de cajas del CO en biomasa aérea, y B) Gráfico de dispersión del CO en biomasa aérea por zona para cada sitio. Sitios de estudio: EM: El Morro, ND: Naidizal, BG: Bocagrande, SP: San Pedro, RP: Rompido, PG: Piangüita. Letras diferentes significan diferencias significativas ($p < 0.05$).

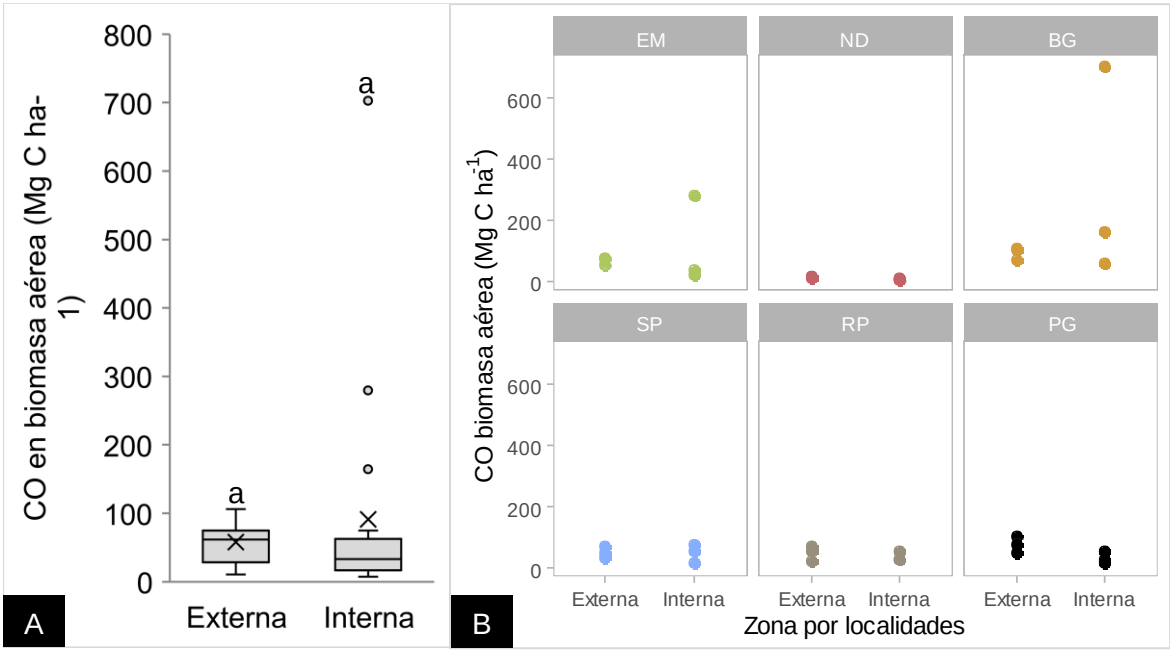


Tabla 3-4: CO en biomasa aérea (promedio ± Error Estándar) por especie por sitio de estudio. n: número de árboles medidos, DAP: Diámetro a la altura del pecho.

Sitios de estudio	n	Especies	DAP promedio (cm)	CO en biomasa aérea (Mg C ha^{-1})
EM	28	Rm	14,75 ± 1,58	34,15 ± 2,61
	14	Mo	33,43 ± 5,21	82,50 ± 27,20
	5	Pr	8,99 ± 3,66	4,21 ± 3,04
ND	48	Rm	7,25 ± 0,16	8,69 ± 0,89
	43	Pr	5,38 ± 0,12	5,29 ± 0,39
	9	Lr	5,12 ± 0,54	1,01 ± 0,26
BG	27	Rm	31,11 ± 1,93	200,85 ± 47,85
	3	Pr	8,71 ± 0,16	1,56 ± 0,48
SP	64	Rm	22,66 ± 3,26	41,71 ± 3,22
	3	Lr	20,40 ± 0,0	31,60 ± 0,00
	1	Mo	13,85 ± 0,0	2,97 ± 0,00
	9	Pr	5,84 ± 0,79	3,90 ± 0,00

Sitios de estudio	n	Especies	DAP promedio (cm)	CO en biomasa aérea (Mg C ha^{-1})
RP	50	Rm	12,93 ± 0,48	28,82 ± 1,71
	9	Ag	18,37 ± 1,79	37,62 ± 1,36
PG	67	Rm	12,06 ± 0,48	51,47 ± 3,71
	10	Pr	6,10 ± 0,45	1,07 ± 0,26
	3	Lr	10,24 ± 0,0	5,12 ± 0,00

Sitios de estudio: EM: El Morro, ND: Naidizal, BG: Bocagrande, SP: San Pedro, RP: Rompido, PG: Piangüita. Especies Rm: *Rhizophora mangle*, Lr: *Laguncularia racemosa*, Mo: *Mora oleifera*, Pr: *Pelliciera rhizophorae*, Ag: *Avicennia germinans*.

- **CO en necromasa**

El CO en la madera caída sobre el suelo o necromasa tuvo valores muy bajos, estando en el rango que va de 2,5E^{-06} ± 6,3E^{-07} Mg C ha^{-1} a 2,1E^{-04} ± 1,0E^{-04} Mg C ha^{-1}, siendo estos valores los obtenidos para ND y BG respectivamente (Fig. 3-5). Se presentaron diferencias significativas entre las medianas de los sitios de estudio (χ^2 = 12,76, p<0,05, ε^2 = 0,36), donde BG y RP difieren a las estaciones de SP y ND, y RP también difiere con EM (Z, p<0,05). No se encontró diferencia significativa entre las reservas de CO en necromasa de las parcelas Externas respecto de las Internas (χ^2 = 2,21, p>0,05, ε^2 = 0,06) (Fig. 3-6).

Figura 3-5: Variabilidad del CO en necromasa por sitio de estudio.

Variabilidad obtenida de seis replicas para cada sitio de estudio (N=6). Sitios de estudio: EM: El Morro, ND: Naidizal, BG: Bocagrande, SP: San Pedro, RP: Rompido, PG: Piangüita. Letras diferentes significan diferencias significativas entre sitios (p < 0.05).

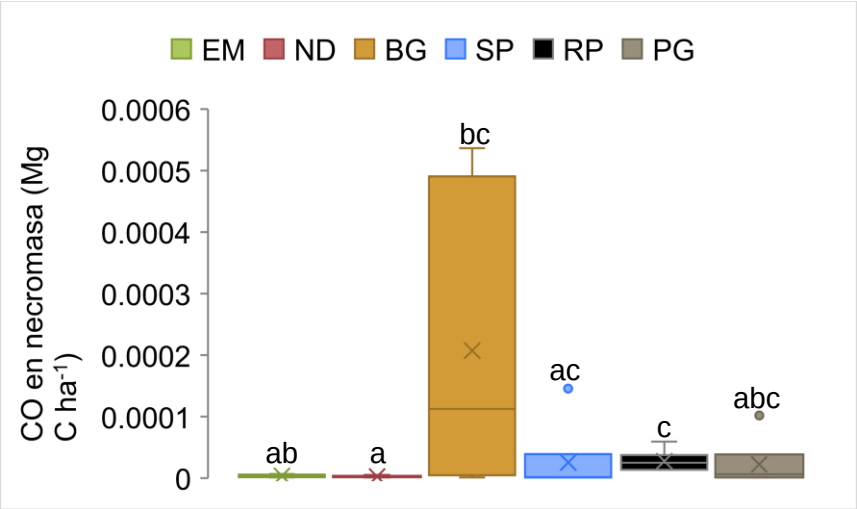
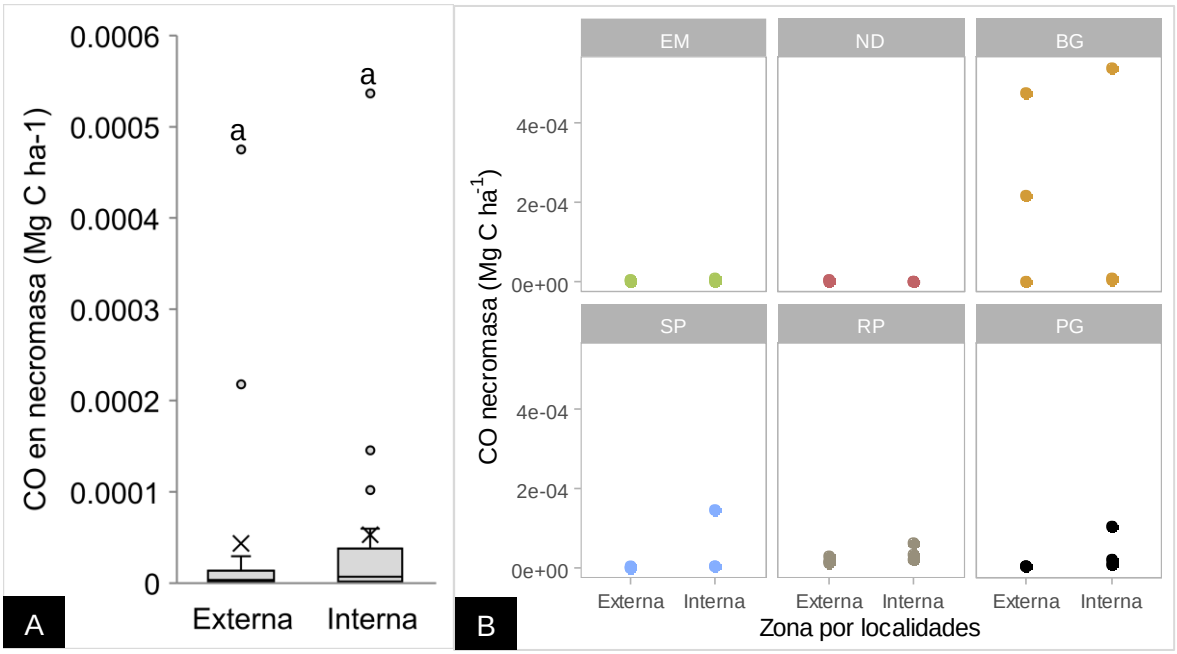


Figura 3-6: CO en necromasa en parcelas Externas e Internas.

A) Gráfico de cajas del CO en necromasa, y B) Gráfico de dispersión del CO en necromasa por zona para cada sitio. Sitios de estudio: EM: El Morro, ND: Naidizal, BG: Bocagrande, SP: San Pedro, RP: Rompido, PG: Piangüita. Letras diferentes significan diferencias significativas ($p < 0.05$).



3.3.2 CO subterráneo

- **CO en biomasa subterránea**

Las reservas de CO en la biomasa subterránea tuvieron valores entre 12,0 ± 4,7 Mg C ha^{-1} en RP y 142,0 ± 13,8 Mg C ha^{-1} en EM (Fig. 3-7), con diferencias significativas entre las medianas de los sitios de estudio (χ^2 = 24,36, p<0,05, $\mathcal{E}^2$ = 0,70), donde los manglares de la bahía de Málaga difieren con el resto de bosques estudiados, con excepción de PG cuando se contrasta con ND (Z, p<0,05). No se encontraron diferencias significativas de las reservas de CO en la biomasa subterránea entre las parcelas Externas respecto de las Internas (χ^2 = 1,23, p>0,05, $\mathcal{E}^2$ = 0,03) (Fig. 3-8).

Figura 3-7: Variabilidad del CO en biomasa subterránea por sitio de estudio. Variabilidad obtenida de seis replicas para cada sitio de estudio (N=6). Sitios de estudio: EM: El Morro, ND: Naidizal, BG: Bocagrande, SP: San Pedro, RP: Rompido, PG: Piangüita. Letras diferentes significan diferencias significativas entre sitios ($p < 0.05$).

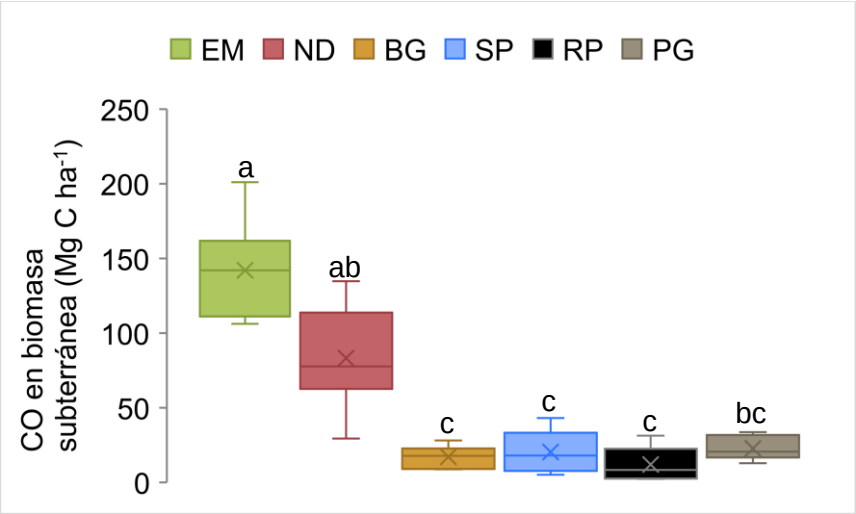
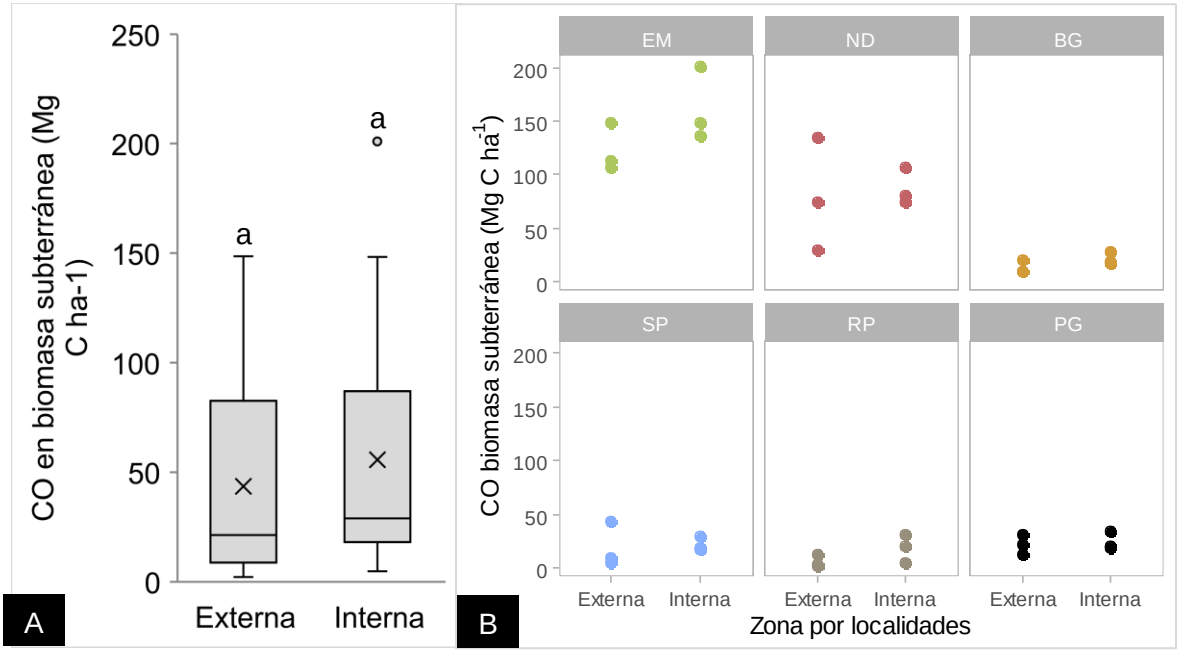


Figura 3-8: CO en biomasa subterránea en parcelas Externas e Internas. A) Gráfico de cajas del CO en biomasa subterránea, y B) Gráfico de dispersión del CO en biomasa subterránea por zona para cada sitio. Sitios de estudio: EM: El Morro, ND: Naidizal, BG: Bocagrande, SP: San Pedro, RP: Rompido, PG: Piangüita. Letras diferentes significan diferencias significativas ($p < 0.05$).



- **CO en sedimentos**

En los sitios de estudio, la profundidad de sedimento desde la superficie hasta la roca madre, o hasta donde fue posible introducir el perforador de turba ruso, fue diferente, incluso entre las parcelas de un mismo bosque. En SP las parcelas externas se pudieron muestrear hasta la máxima profundidad de 200 cm, pero las parcelas internas se muestrearon hasta profundidades de 50 y 100 cm; en el caso de PG todas las parcelas se pudieron muestrear hasta los 200 cm de profundidad, con excepción de una parcela externa que se muestreo hasta 50 cm. EM pudo muestrearse hasta 200 cm de profundidad, al igual que las parcelas externas y una de las internas de ND, las otras parcelas internas de ND se muestrearon hasta 50 cm de profundidad. En BG cinco de las seis parcelas se muestrearon hasta 200 cm de profundidad y la restante a 50 cm; por otro lado, RP tuvo dos parcelas que se muestrearon a 200 cm, otras dos a 150 cm y las otras dos parcelas a 100 cm de profundidad.

Teniendo en cuenta lo anterior, las reservas de CO en sedimentos a profundidades totales de cada sitio de estudio oscilaron entre 295,9 ± 106,1 Mg C ha^{-1} en SP y 851,4 ± 45,1 Mg C ha^{-1} en EM. Las reservas hasta 100 cm de profundidad se encontraron entre 190,3 ± 55,5 Mg C ha^{-1} en SP y 387,7 ± 88,8 Mg C ha^{-1} en ND (Fig. 3-9), con diferencias significativas de las medianas de los sitios (χ^2 = 17,11, $p<0,05$, ε^2 = 0,49), donde EM y ND difieren de SP y BG y EM también difiere de PG (Z, $p<0,05$). No se encontró diferencia estadística significativa entre las reservas de CO en sedimentos de las parcelas Externas respecto de las Internas (χ^2 = 0,04, $p>0,05$, ε^2 = 0,001) (Fig. 3-10).

Figura 3-9: Variabilidad del CO en sedimentos por sitio de estudio.

Variabilidad obtenida de seis replicas para cada sitio de estudio (N=6), basado en un núcleo de 100cm de profundidad por cada replica. Sitios de estudio: EM: El Morro, ND: Naidizal, BG: Bocagrande, SP: San Pedro, RP: Rompido, PG: Piangüita. Letras diferentes significan diferencias significativas entre sitios ($p < 0.05$).

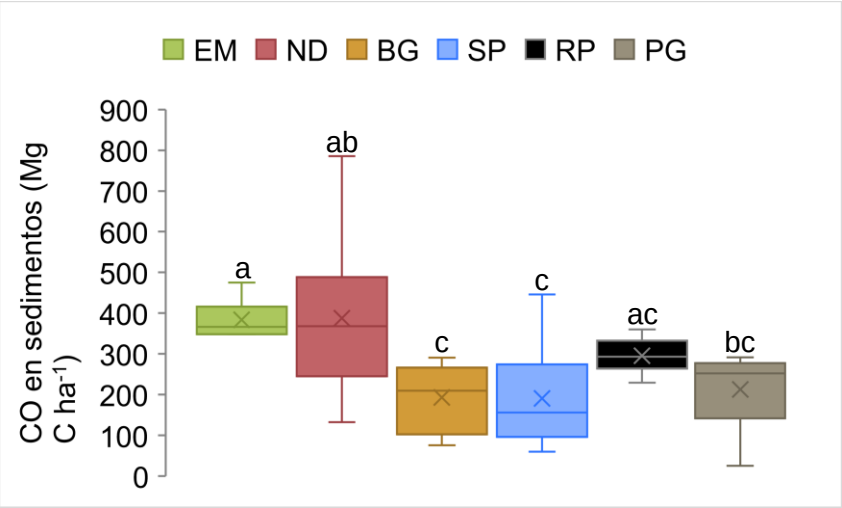
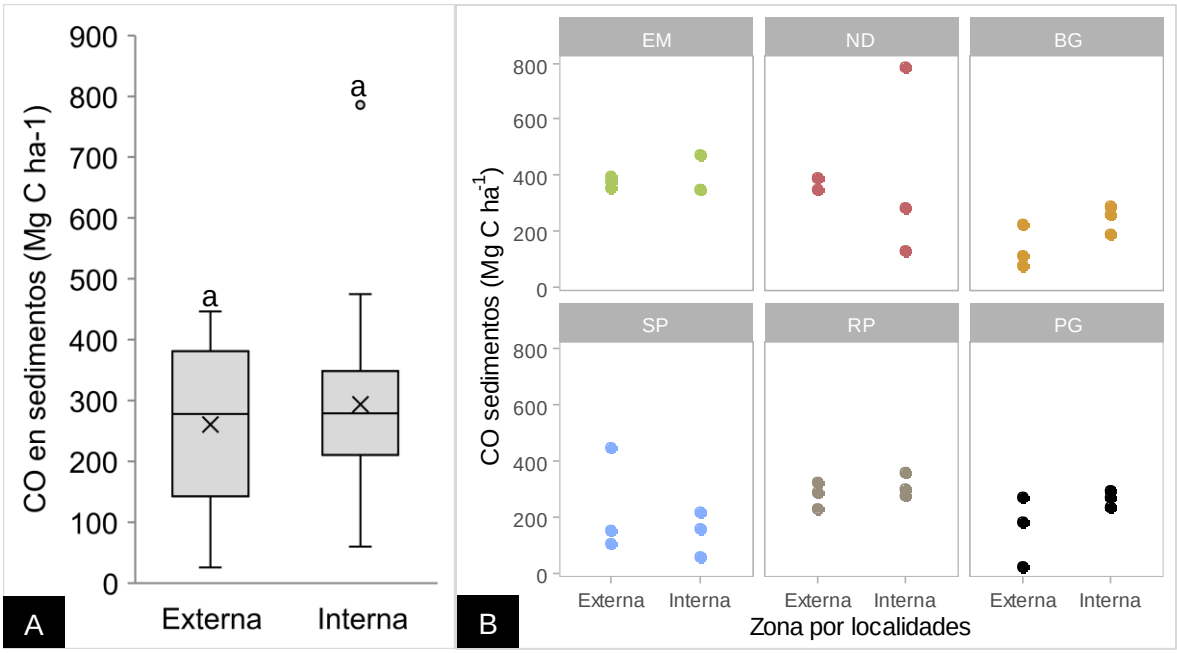


Figura 3-10: CO en sedimentos en parcelas Externas e Internas.

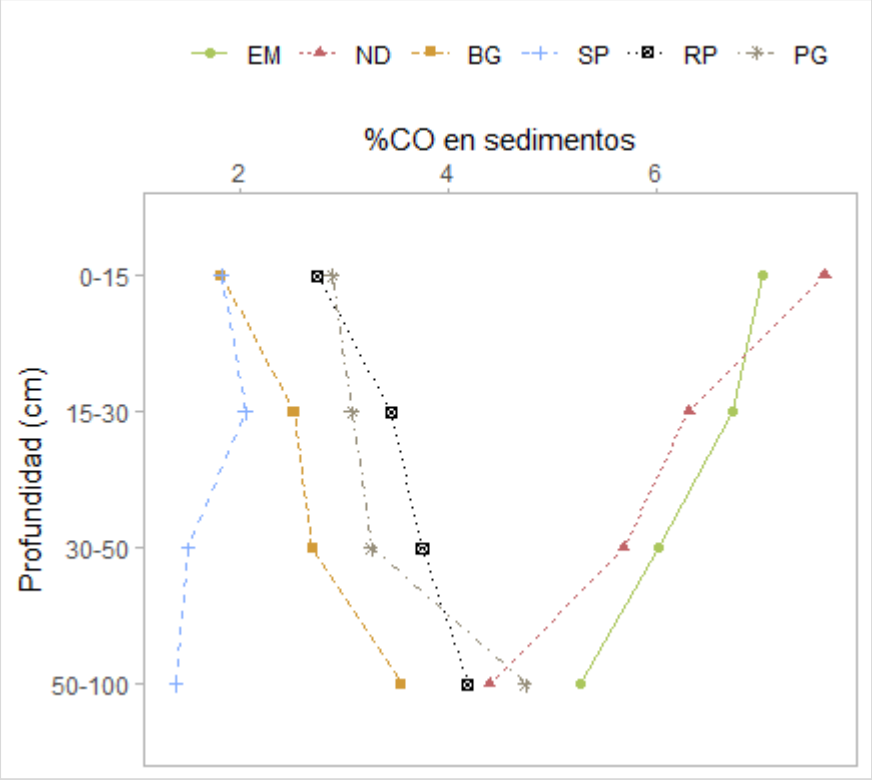
A) Gráfico de cajas del CO en sedimentos, y B) Gráfico de dispersión del CO en sedimentos por zona para cada sitio. Sitios de estudio: EM: El Morro, ND: Naidizal, BG: Bocagrande, SP: San Pedro, RP: Rompido, PG: Piangüita. Letras diferentes significan diferencias significativas ($p < 0.05$).



Para cada sitio de estudio: los %CO en sedimentos a 100 cm de profundidad se comportaron de manera diferente con la profundidad, donde, con excepción de EM, en los

sitios de estudio los porcentajes no mostraron cambios significativos con la profundidad (Fig. 3-11). En EM el %CO en sedimentos fue más alto en las capas superficiales con una tendencia a disminuir con la profundidad (F (3,20) =3,76, $p<0,05$, $\eta^2 = 0,36$, $R^2_c = 0,26$). Aunque los valores de %CO en sedimentos no mostraron cambios significativos para los otros sitios de estudio, se percibe que para SP y ND los valores tienden a disminuir a medida que aumenta la profundidad y para PG BG y RP ocurre lo contrario.

Figura 3-11: Distribución vertical del %CO en sedimentos.
Variabilidad obtenida de seis replicas para cada sitio de estudio (N=6), basado en un núcleo de 100cm de profundidad por cada replica. Sitios de estudio: EM: El Morro, ND: Naidizal, BG: Bocagrande, SP: San Pedro, RP: Rompido, PG: Piangüita.



3.3.3 CO total

El CO total calculado con el CO en sedimentos a profundidad total osciló entre 364,4 ± 112,9 Mg C ha^{-1} en SP y 1084,7 ± 73,5 Mg C ha^{-1} en EM. Respecto a los aportes de cada compartimento de CO estimado al CO total, la necromasa fue menor del $1E^{-05}$ %, el CO

promedio en biomasa subterránea aportó 6,58%, en biomasa aérea 11,70 %, y en sedimentos 81,72 %. Para las reservas de CO total con el CO en sedimentos a 100 cm de profundidad se tiene que, los manglares de la bahía de Málaga tuvieron las mayores reservas de CO, donde EM fue el de mayor con un promedio de 616,8 ± 44,8 Mg C ha^{-1}, y los manglares de la bahía de Buenaventura fueron los de menores reservas, siendo SP el de menor con un promedio de 258,8 ± 63,3 Mg C ha^{-1} (Fig. 3-12). Hubo diferencias significativas entre las medianas de las reservas de los sitios (χ^2 = 16,34, p<0,05, $\mathcal{E}^2$ = 0,47), difiriendo EM en contraste con los otros sitios de estudio, y ND en contraste con SP (U, p<0,05). No hubo diferencias entre las medianas de las reservas de CO total con el CO en sedimentos a 100 cm de profundidad de las parcelas Externas respecto de las Internas (χ^2 = 0,58, p>0,05, $\mathcal{E}^2$ = 0,02). Los aportes promedio de cada compartimento de CO estimado son (Fig. 3-13): CO en necromasa $1E^{-05}$ %, CO en biomasa subterránea 10,60%, CO en biomasa aérea 19,18% y CO en sedimentos 70,22%.

Figura 3-12: Reservas de CO en los diferentes compartimentos aéreos y subterráneos de los sitios de estudio. Promedio ± EE.

Sitios de estudio: EM: El Morro, ND: Naidizal, BG: Bocagrande, SP: San Pedro, RP: Rompido, PG: Piangüita. Letras diferentes significan diferencias significativas entre los sitios en el CO sobre y bajo el suelo (p < 0.05).

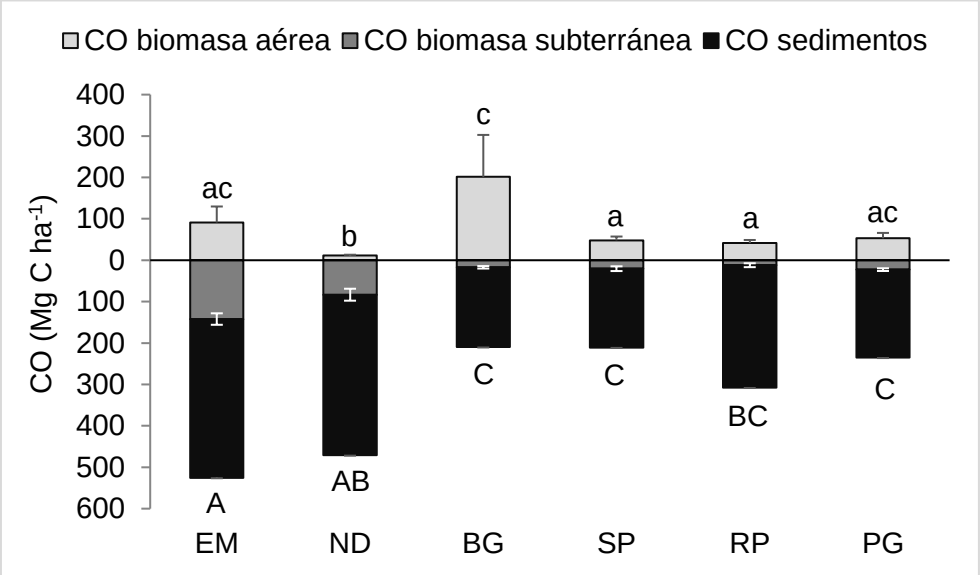
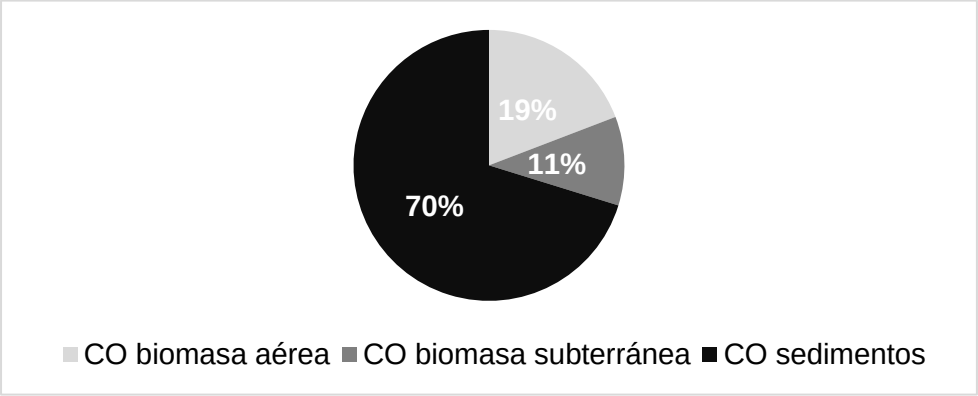


Figura 3-13: Aporte porcentual de cada compartimento a las reservas de CO.



3.4 Características físico – químicas del suelo

3.4.1 Características físicas

- **Densidad aparente**

El valor promedio de la densidad aparente a profundidad total fue menor en EM (0,7 ± 0,03 g cm^{-3}), y mayor en SP (1,3 ± 0,04 g cm^{-3}), y a 100 cm de profundidad osciló entre 0,6 ± 0,04 g cm^{-3} y 1,2 ± 0,07 g cm^{-3} en EM y SP respectivamente (Fig. 3-14). Hubo diferencias significativas entre las medias de los sitios ($F_{(5,30)}$ =8,86, $p<0,05$, η^2 = 0,60), siendo SP el sitio de estudio que difirió respecto a los otros bosques (HSD, $p<0,05$). La densidad aparente a 100 cm de profundidad en EM tuvo cambios significativos con la profundidad (Tabla 3-5), con valores más bajos en las capas superficiales que aumentan con la profundidad ($F_{(3,20)}$ =10,4, $p<0,05$, η^2 = 0,61, R^2_c = 0,55). Aunque en los otros sitios de estudio no hubo cambios significativos con la profundidad, en SP y ND la densidad aparente tendió a aumentar con la profundidad, y en los otros sitios de estudio no se percibieron tendencias claras.

Tabla 3-5: %CO en sedimentos (%COS), Densidad aparente (DA), % de arenas (%Are.), % de arcillas (%Arc.), % de limos (%Lim.), Materia orgánica (%MO), Nitrógeno total (%NT), Fósforo Disponible (%PD), y relación carbono – nitrógeno (CO:NT) basado en un núcleo de suelo de 100 cm de profundidad por cada replica (N=6 por sitio), (promedio ± Error Estándar).

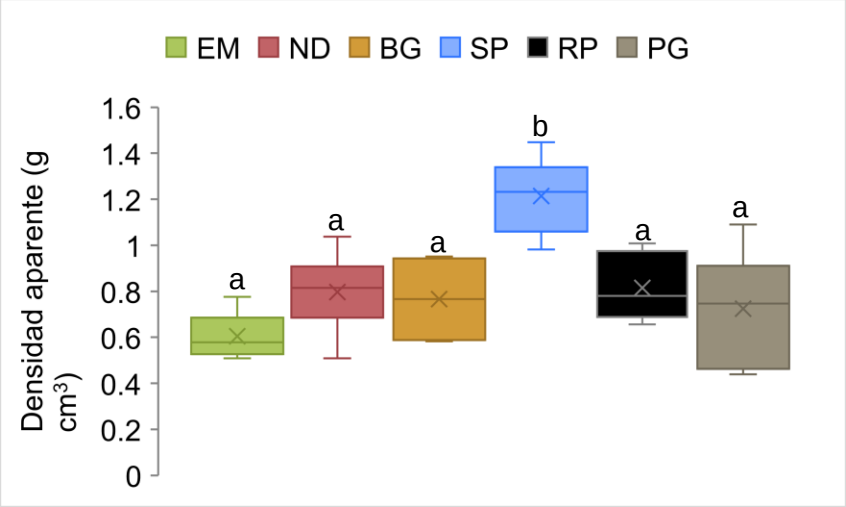
Lo.	Prof.	%COS	DA	%Are.	%Arc.	%Lim.	%MO	%NT	%PD	CO:NT
EM	0-15	7,00±0,53	0,42±0,07	33,29±6,70	17,35±3,09	49,36±6,40	20,87±1,97	0,19±0,02	0,003±0,0004	44,05±2,85
	15-30	6,72±0,35	0,54±0,03	25,34±1,77	22,33±3,62	52,34±4,96	21,83±1,08	0,16±0,01	0,003±0,0003	50,61±5,10
	30-50	6,02±0,34	0,66±0,07	27,57±4,01	20,56±1,53	51,87±4,18	20,54±1,31	0,15±0,01	0,004±0,0004	48,97±3,04
	50-100	5,27±0,35	0,80±0,03	21,12±1,57	17,93±0,95	60,95±1,15	17,15±1,06	0,12±0,01	0,005±0,0001	51,75±2,81
ND	0-15	7,60±0,53	0,61±0,08	51,42±3,12	11,63±5,97	36,95±8,24	17,09±0,99	0,23±0,01	0,002±0,0002	39,43±2,17
	15-30	6,30±0,63	0,76±0,05	55,83±1,29	10,02±2,23	34,15±2,83	17,06±1,69	0,19±0,03	0,003±0,0006	44,51±7,05
	30-50	5,68±0,95	0,93±0,13	49,81±3,13	9,70±2,18	40,49±3,50	13,35±1,89	0,15±0,03	0,003±0,0008	47,82±3,51
	50-100	4,40±0,72	1,04±0,18	41,11±5,99	12,39±1,72	46,50±6,44	13,21±2,04	0,10±0,01	0,004±0,0006	49,75±1,52
BG	0-15	1,83±0,49	0,69±0,07	63,13±6,54	3,11±0,82	33,75±5,87	6,98±1,23	0,07±0,02	0,004±0,0003	29,23±2,59
	15-30	2,53±0,45	0,75±0,06	61,22±7,21	3,96±1,42	34,82±6,26	8,35±1,59	0,09±0,02	0,005±0,0004	30,98±1,52
	30-50	2,70±0,63	0,82±0,11	55,88±8,38	3,74±0,46	40,37±8,33	9,45±2,41	0,09±0,02	0,005±0,0002	34,12±1,72
	50-100	3,55±0,88	0,77±0,04	44,08±11,21	5,63±1,13	50,29±10,32	9,76±2,16	0,12±0,03	0,005±0,0003	34,57±3,57
SP	0-15	1,83±0,52	1,00±0,18	70,17±4,84	7,53±7,06	22,29±6,07	6,33±1,16	0,07±0,01	0,002±0,0005	32,50±8,11
	15-30	2,07±0,56	1,14±0,14	74,87±4,72	1,33±0,88	23,79±4,93	6,15±0,58	0,08±0,01	0,003±0,0005	28,53±4,65
	30-50	1,52±0,25	1,19±0,09	77,64±6,12	0,56±0,56	21,80±5,74	6,22±0,23	0,06±0,01	0,003±0,0004	35,35±6,52
	50-100	1,40±0,43	1,54±0,21	74,76±5,97	2,05±0,92	23,19±5,31	6,31±0,42	0,05±0,01	0,003±0,0006	46,64±16,67
RP	0-15	2,75±0,49	0,76±0,09	46,93±4,59	6,63±1,20	46,44±3,97	10,76±1,48	0,11±0,01	0,004±0,0001	29,63±3,06

Lo.	Prof.	%COS	DA	%Are.	%Arc.	%Lim.	%MO	%NT	%PD	CO:NT
	15-30	3,45±0,59	0,85±0,07	46,10±4,74	6,20±0,57	47,69±4,34	10,85±1,55	0,13±0,02	0,004±0,0002	29,86±1,55
	30-50	3,75±0,50	0,85±0,09	46,06±6,18	7,53±1,49	46,41±4,82	11,47±1,44	0,14±0,02	0,005±0,0004	31,89±1,00
	50-100	4,18±0,10	0,80±0,05	33,30±3,64	8,47±0,71	58,23±3,11	14,47±1,43	0,15±0,01	0,005±0,0005	33,39±1,77
PG	0-15	2,89±0,80	0,61±0,06	65,79±7,91	5,32±2,20	28,89±5,97	9,98±2,72	0,11±0,03	0,003±0,0005	30,34±3,69
	15-30	3,08±0,87	0,79±0,18	60,47±9,61	4,36±1,88	35,18±8,56	12,12±3,58	0,09±0,03	0,003±0,0004	37,30±3,42
	30-50	3,27±0,91	0,74±0,08	61,25±8,98	6,70±1,89	32,06±7,28	10,22±2,29	0,10±0,03	0,003±0,0005	34,80±3,13
	50-100	4,74±1,04	0,70±0,11	50,84±8,24	8,38±2,26	40,78±6,31	13,52±3,06	0,14±0,03	0,002±0,0004	40,89±4,83

Sitios de estudio: EM: El Morro, ND: Naidizal, BG: Bocagrande, SP: San Pedro, RP: Rompido, PG: Piangüita. Se marcan en escala de verde los cambios significativos con la profundidad, donde los tonos más intensos representar valores más altos.

Figura 3-14: Variabilidad de la densidad aparente por sitio de estudio.

Variabilidad obtenida de seis replicas para cada sitio de estudio (N=6). Sitios de estudio: EM: El Morro, ND: Naidizal, BG: Bocagrande, SP: San Pedro, RP: Rompido, PG: Piangüita. Letras diferentes significan diferencias significativas entre sitios ($p < 0.05$).



- **Granulometría**

EM y SP fueron los sitios de estudio que presentaron los mayores y menores valores para las variables de la granulometría (% de arenas, % de arcillas y % de limos), siendo EM el bosque con mayor porcentaje promedio de arcillas y limos y menor porcentaje promedio de arenas (24,9 ± 1,4 % de arenas, 19,9 ± 0,8 % de arcillas y 55,2 ± 1,6 % de limos), mientras en SP se presenta el comportamiento contrario, con el mayor porcentaje promedio de arenas y el menor de arcillas y limos (75,3 ± 4,1 % de arenas, 3,2 ± 1,8 % de arcillas y 21,5 ± 4,4 % de limos), lo mismo se presenta en la granulometría a 100 cm de profundidad, con valores para EM de 26,8 ± 1,7 % de arenas, 19,5 ± 1,2 % de arcillas y 54,0 ± 2,1 % de limos y para SP de 75,0 ± 4,4 % de arenas, 2,8 ± 1,8 % de arcillas y 22,3 ± 4,9 % de limos (Fig. 3-15). Para todas las texturas a 100 cm de profundidad se presentaron diferencias significativas entre las medianas, en el caso de las arenas y arcillas, y las medias, en el caso de los limos, de los sitios (χ^2 = 21,2, p<0,05, ε^2 = 0,61 para % de arena, χ^2 = 20,8, p<0,05, ε^2 = 0,59 para % de arcillas, y F (5,30) =5,0, p<0,05, η^2 = 0,46 para % de limos), siendo EM y SP los bosques que fueron diferentes en contraste con los otros sitios de estudio para el caso de las arenas y arcillas (Z, p<0,05), y SP con EM y RP para los limos (HSD, p<0,05).En cuanto al comportamiento de la granulometría a 100 cm de profundidad con respecto a la profundidad, los sitios de estudio no presentaron cambios significativos para ninguna de las texturas.

Figura 3-15: Variación de la granulometría con la profundidad.

Basado en un núcleo de suelo de 100cm de profundidad por cada replica (N=6 por sitio). Sitios de estudio: EM: El Morro, ND: Naidizal, BG: Bocagrande, SP: San Pedro, RP: Rompido, PG: Piangüita.

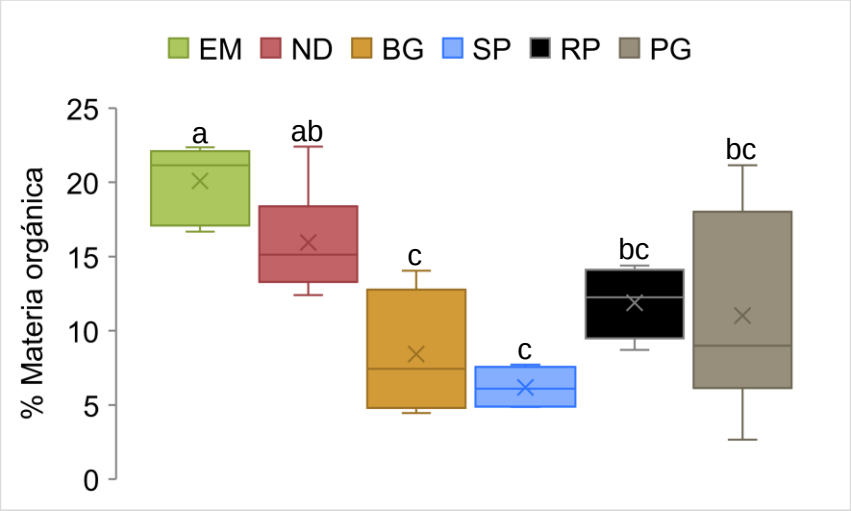
3.4.2 Características químicas

- **Materia orgánica (MO)**

El % promedio de MO a profundidad total tuvo valores entre 6,1 ± 0,5 % en SP y 19,3 ± 0,5 % en EM, y a 100 cm de profundidad los valores estuvieron entre 6,2 ± 0,5 % y 20,1 ± 1,0 % en SP y EM respectivamente (Fig. 3-16). A 100 cm de profundidad los valores de las medianas del % MO presentaron diferencias significativas (χ^2 = 22,2, p<0,05, ε^2 = 0,63), siendo los bosques de la bahía de Málaga quienes tuvieron diferentes medianas respecto a los otros sitios de estudio, así: EM difirió con todos los otros sitios de estudio con excepción de ND, y ND difirió con BG y SP (Z, p<0,05). El comportamiento a 100 cm de profundidad del % MO respecto a la profundidad no tuvo cambios significativos en los sitios de estudio.

Figura 3-16: Variabilidad de la materia orgánica por sitio de estudio.

Variabilidad obtenida de un núcleo de suelo de 100cm de profundidad por cada replica (N=6 por sitio). Sitios de estudio: EM: El Morro, ND: Naidizal, BG: Bocagrande, SP: San Pedro, RP: Rompido, PG: Piangüita. Letras diferentes significan diferencias significativas entre sitios ($p < 0.05$).

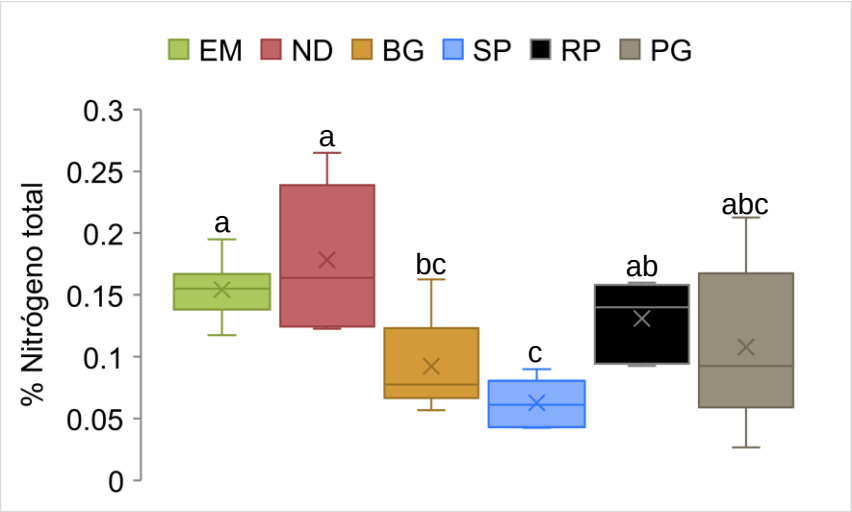


- **Nutrientes**

El Nitrógeno Total (NT) promedio a profundidad total fue menor en SP con 10,8 ± 3,0 Mg N ha^{-1} y mayor en EM con 19,3 ± 0,6 Mg N ha^{-1}, aunque, esto cambia al comparar los valores promedio en % NT donde el menor siguió siendo SP (0,06 ± 0,007 %), pero el mayor se dio en ND (0,16 ± 0,03 %). El NT promedio a 100 cm de profundidad osciló entre 6,5 ± 1,1 Mg N ha^{-1} y 10,9 ± 0,7 Mg N ha^{-1} para SP y RP, respectivamente, pero para el % promedio de NT osciló entre 0,06 ± 0,009 % en SP y 0,18 ± 0,02 % en ND (Fig. 3-17). El NT en Mg N ha^{-1} a 100 cm de profundidad presentó diferencias significativas entre las medianas de los sitios de estudio (χ^2 = 12,3, p<0,05, $\mathcal{E}^2$ = 0,35) siendo RP el bosque que difirió respecto a SP, PG y BG (Z, p<0,05). Las medianas del % promedio de NT también fue diferente entre sitios (χ^2 = 17,2, p<0,05, $\mathcal{E}^2$ = 0,49), donde SP y BG fueron diferentes con los sitios de estudio de la bahía de Málaga y, además, SP difirió con RP (Z, p<0,05). El % NT a 100 cm de profundidad en EM y ND presentó cambios significativos con la profundidad, con valores más altos en las capas superiores y una tendencia a disminuir con la profundidad (F (3,20) =3,83, p<0,05, η^2 = 0,36, R^2_c = 0,27 en EM y F (3,17) =3,57, p<0,05, η^2 = 0,39, R^2_c = 0,28 en ND).

Figura 3-17: Variabilidad del %NT por sitio de estudio.

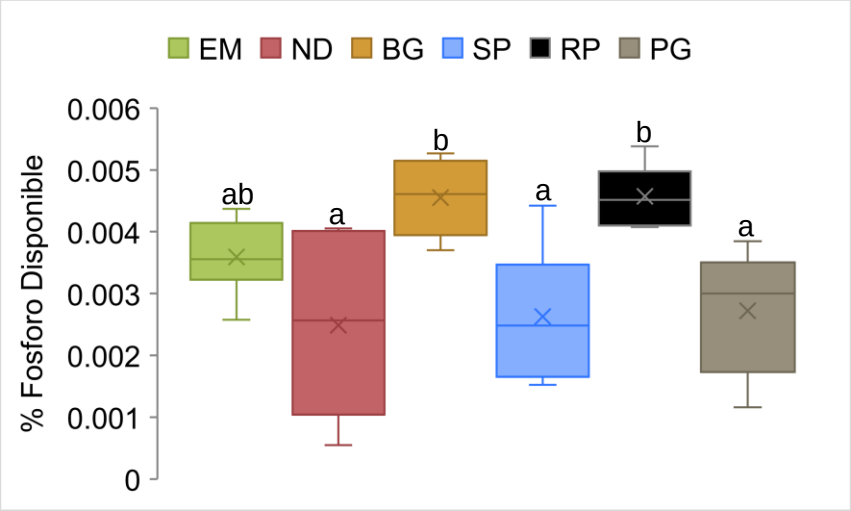
Variabilidad obtenida de un núcleo de suelo de 100cm de profundidad por cada replica (N=6 por sitio). Sitios de estudio: EM: El Morro, ND: Naidizal, BG: Bocagrande, SP: San Pedro, RP: Rompido, PG: Piangüita. Letras diferentes significan diferencias significativas entre sitios ($p < 0.05$).



En cuanto al Fosforo Disponible (PD) a profundidad total, presentó valores promedio que oscilaron entre 0,1 ± 0,02 Mg P ha^{-1} en SP y 0,2 ± 0,02 Mg P ha^{-1} en BG, siendo los mismos sitios de estudio con mayor y menor valor promedio de % PD. A 100 cm de profundidad, los valores promedio de PD oscilaron entre 0,07 ± 0,02 Mg P ha^{-1} y 0,15 ± 0,01 Mg P ha^{-1} en PG y RP, respectivamente; y el % promedio de PD estuvo entre 0,0025 ± 0,0006 % PD en ND y 0,0046 ± 0,0002 % PD en RP (Fig. 3-18). Las medianas de los valores promedio de PD en Mg P ha^{-1} a 100 cm de profundidad fueron significativamente diferentes (χ^2 = 11,4, p<0,05, ε^2 = 0,33) entre RP con los bosques de la bahía de Málaga y PG, y este último con BG (Z, p<0,05). Para las medianas de los valores promedio de % PD también se encontró diferencias significativas (χ^2 = 20,7, p<0,05, ε^2 = 0,59) siendo BG y RP los bosques que difieren con SP, PG y ND (Z, p<0,05). Respecto al comportamiento del % PD a 100 cm de profundidad con la profundidad, se dio un cambio significativo en EM donde el PD fue mayor en las capas más profundas (F (3,20) =5,76, p<0,05, η^2 = 0,46, R^2_c = 0,38).

Figura 3-18: Variabilidad del %PD por sitio de estudio.

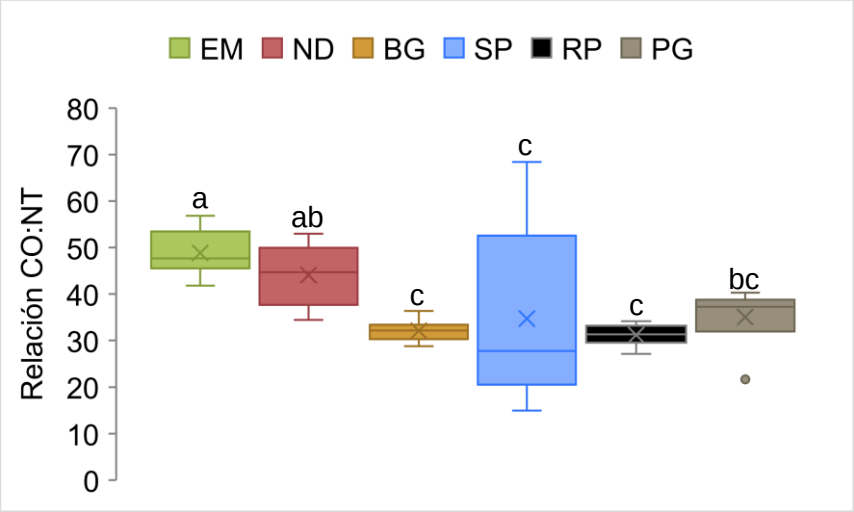
Variabilidad obtenida de un núcleo de suelo de 100cm de profundidad por cada replica (N=6 por sitio). Sitios de estudio: EM: El Morro, ND: Naidizal, BG: Bocagrande, SP: San Pedro, RP: Rompido, PG: Piangüita. Letras diferentes significan diferencias significativas entre sitios ($p < 0.05$).



Debido a que no se disponen de valores de Fosforo Total, no es posible analizar la relación Nitrógeno - Fósforo ni Carbono - Fósforo, sin embargo, la relación CO:NT a profundidad total varió entre 32,3 ± 1,1 en RP y 50,2 ± 1,7 en EM, esto fue igual a 100 cm de profundidad, donde los valores oscilaron entre 31,2 ± 1,0 en RP y 48,8 ± 2,1 en EM (Fig. 3-19), y mostró diferencias significativas ($\chi^2 = 17,9$, $p<0,05$, $\varepsilon^2 = 0,51$) entre las medianas de los bosques de bahía Málaga con los SP, BG, y RP, además, EM también difirió con PG (Z, $p<0,05$). A pesar que no hubo cambios significativos con la profundidad, mostró una tendencia a aumentar en las capas menos superficiales.

Figura 3-19: Variabilidad la relación CO:NT por sitio de estudio.

Variabilidad obtenida de un núcleo de suelo de 100cm de profundidad por cada replica (N=6 por sitio). Sitios de estudio: EM: El Morro, ND: Naidizal, BG: Bocagrande, SP: San Pedro, RP: Rompido, PG: Piangüita. Letras diferentes significan diferencias significativas entre sitios ($p < 0.05$).

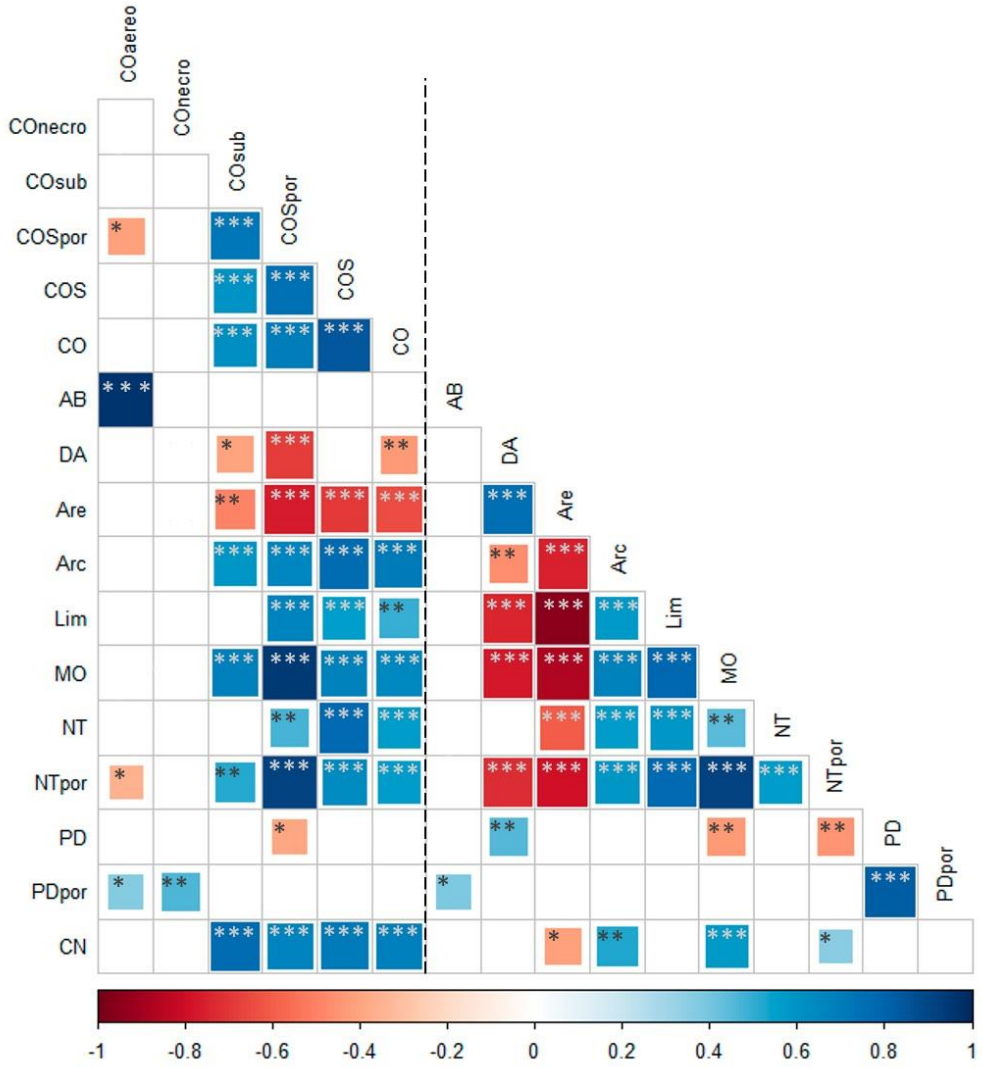


3.5 Relación del CO con las variables predictoras

El CO total, el CO en sedimentos en Mg C ha^{-1} y en % y el CO en biomasa subterránea presentaron correlaciones negativas significativas con la densidad aparente y con el % de arenas (CO en sedimentos no correlacionó significativamente con la densidad aparente) y correlaciones positivas significativas con % de arcillas, % de limos, %MO, NT en Mg ha^{-1} y en %, aunque, con la excepción de que el CO en biomasa subterránea no correlacionó significativamente con % de limos y NT en Mg ha^{-1}, además el %CO en sedimentos correlacionó positivamente con el CO en biomasa subterránea y negativamente con el CO en biomasa aérea y el PD Mg ha^{-1} (Fig. 3-19).Por otro lado, el CO en biomasa aérea y en necromasa correlacionaron positivamente con el %PD. El CO en biomasa aérea correlacionó significativamente con el AB; sin embargo, esto es debido a que el CO en este compartimento se calcula a partir de los valores del AB.

Figura 3-20: Correlaciones del CO en los compartimentos de estudio con las variables predictoras.

Variables: CO en biomasa aérea (COaereo), CO en necromasa (COnecro), CO en biomasa subterránea (COsub), %CO en sedimentos (COSpor), CO en sedimentos (COS), CO total (CO), Área basal (AB), Densidad Aparente (DA), % de arenas (Are), % de arcillas (Arc), % de limos (Lim), % de materia orgánica (MO), Nitrógeno Total (NT), %NT (NTpor), Fosforo Disponible (PD), %PD (PDpor), y relación CO:NT (CN). Correlaciones significativas se muestran con color. Las correlaciones de las reservas de CO en los compartimentos de estudio se ubican al lado izquierdo de la línea punteada. * *p* <0,05; ** *p*<0,01; ****p*<0,001.



Debido a que el CO en sedimentos aporta más del 70% al CO total (Fig. 3-13), se evaluó la significancia de las variables predictoras sobre el %CO en sedimentos, mediante la realización de un modelo de regresión lineal múltiple, siendo el % de arenas, % de arcillas, %MO y %NT las variables predictoras significativas de manera estadística sobre el %CO en sedimentos. Individualmente 88% de la varianza del %CO en sedimentos puede ser explicado por el %MO, 84% por el %NT, 56% por el % de arenas y 43% por el % de arcillas; al evaluar el peso en conjunto de las variables predictoras se obtiene un explicación del 94% sobre la varianza del %CO en sedimentos (Tabla 3-6); sin embargo, teniendo en cuenta el factor de inflación de la varianza (FIV), se propone un modelo de regresión múltiple con las variables predictoras %NT y % de arcillas (F (2,33) =191, $p<0,05$, R^2_c = 0,92) que explican en conjunto 92% de la varianza del %CO en sedimentos, del cual 84% lo aporta el % NT y el restante 8% el % de arcillas. El modelo muestra que, tomando como nivel de referencia el sitio de estudio EM, la predicción del %CO en sedimentos disminuye para los otros sitios de estudio, siendo ND y PG los bosques en los que menos disminuye, y BG, SP, y RP los bosques en los que más disminuye.

Tabla 3-6: Regresión lineal del %CO en sedimentos con las variables predictoras.

Covariables	**%CO en sedimentos**	
	ß	***t***
Área basal (m^2 ha^{-1})	-0,00365	-0,8743
Densidad aparente (g cm^3)	0,09102	0,0854
% de arenas	0,04314	2,98**
% de arcillas	0,06459	2,4294*
% de limos	NaN	NaN
% de materia orgánica	0,24456	3,7902***
Nitrógeno total (Mg N ha^{-1})	0,01978	0,4078
% de Nitrógeno total	21,14007	4,1506***
Fosforo disponible (Mg P ha^{-1})	1,563	0,2202
% de Fosforo disponible	168,37101	0,5984
F	64,8***	
R^2 corregida	0,943***	

* *p* <0,05; ** *p*<0,01; ****p*<0,001.

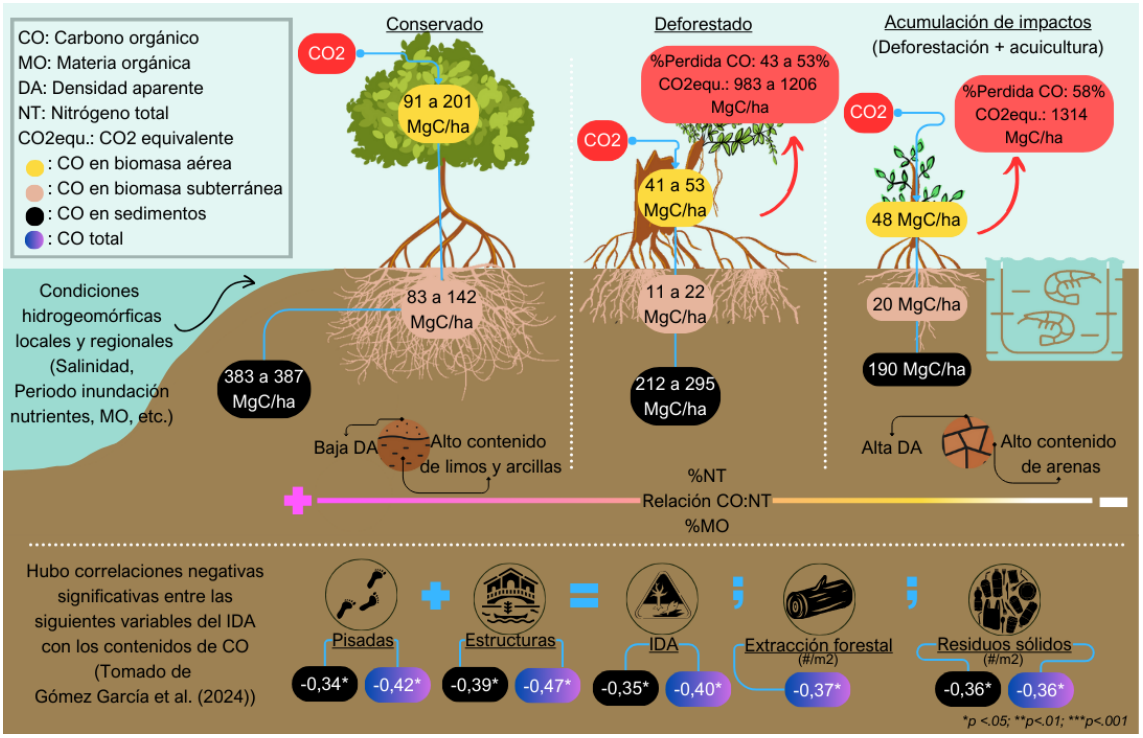
Los bosques de manglar de la bahía de Málaga (EM y ND), una zona de conservación, fueron los sitios de estudio con mayor CO en sedimentos en Mg C ha^{-1} y en %, en CO en biomasa subterránea y CO total, seguidos por RP como el tercer sitio de estudio con mayores valores para estos compartimentos de CO (Fig. 3-7, 3-9 y 3-12); el mismo orden se conservó para los mayores valores de las variables %MO, %NT y % de arcillas (Fig. 3-16, 3-17, y 3-15), estos sitios de estudio también tuvieron los menores valores de % de arenas, siendo la de menor EM, seguida por RP y ND. Los bosques de la bahía de Málaga presentaron los menores valores promedio de CO en necromasa (Fig. 3-5) y mayores valores de %NT, además presentaron las relaciones más grandes de CO:NT (Fig. 3-19), igualmente EM, el bosque mejor conservado, tuvo los valores más altos para el % de limos (Fig. 3-15), fue el segundo con mayores reservas de CO en biomasa aérea (Fig. 3-3), fue el tercer bosque con mayor %PD (después de los bosques de la bahía de Tumaco) (Fig. 3-18), y fue el que presentó los menores valores promedio de densidad aparente (Fig. 3-14); por otro lado, ND, fue el bosque con menor CO en biomasa aérea y %PD (Fig. 3-3 y 3-18).

Por el contrario, los bosques en la bahía de Buenaventura (SP y PG), donde se ubica el puerto de carga principal de la Costa Pacífica de Colombia, fueron los sitios de estudio con menores reservas de CO Total y de los menores en CO en sedimentos en Mg C ha^{-1} y en % (Fig. 3-12 y 3-9), siendo la de menor SP, seguida por BG y PG, orden que se sostuvo para los menores valores de las variables %MO, %NT y % de arcillas (Fig. 3-16, 3-17, y 3-15), estos sitios de estudio también presentaron los mayores valores de % de arenas, donde SP fue el de mayor valor, seguido por PG y BG. Los bosques de la bahía de buenaventura presentaron los menores valores promedio para el % de limos, y de los menores para el %PD (Fig. 3-18). SP, el bosque menos conservado, tuvo la mayor densidad aparente (Fig. 3-14).

Los bosques de la bahía de Tumaco (BG y RP), siendo BG un bosque conservado por la comunidad local y RP un bosque objeto de aprovechamiento forestal, ambos afectados negativamente por la erosión costera, tuvieron comportamientos diferentes para las

reservas de CO en los compartimentos de CO Total y CO en sedimentos en Mg C ha^{-1} y en % (Fig. 3-12 y 3-9), así como en las variables predictoras %MO, %NT, % de arcillas, arenas y limos (Fig. 3-16, 3-17, y 3-15), tal y como se describió anteriormente, donde, en todos los casos, BG presentó valores promedio menores en contraste con RP. Por otro lado, aunque sus reservas promedio de CO en bioma aérea fueron significativamente distintas (Z =2,4, p<0,05) (Fig. 3-3), RP fue el tercer bosque con mayor DAP promedio, después de BG y EM (Tabla 3-1), los bosques con mayor CO en biomasa aérea. Los bosques de la bahía de Tumaco presentaron los mayores valores promedio de CO en necromasa y en %PD (Fig. 3-5 y 3-18), mientras que fueron los de menores valores promedios de CO en biomasa subterránea (Fig. 3-7). Aunque tuvieron valores promedio de %NT diferentes, fueron los sitios de estudio con las relaciones más bajas de CO:NT (Fig. 3-17 y 3-19). La Fig. 3-21 presenta un resumen gráfico de los resultados obtenidos en este estudio, así como la correlación de las variables del IDA (Gómez García et al., 2024) con los contenidos de CO en sedimentos y CO total.

Figura 3-21: Resumen gráfico de los resultados.



4. Discusión

Los bosques de manglar son conocidos por su alta productividad y su capacidad para almacenar grandes cantidades de carbono orgánico (CO). Esta capacidad es crucial para la regulación climática, ya que los manglares actúan como importantes sumideros de carbono, secuestrando dióxido de carbono (CO_2) atmosférico y almacenándolo en la biomasa vegetal y los sedimentos (Warner et al., 2016). Este almacenamiento se debe a su alta productividad, la acumulación de detritos orgánicos, y las condiciones anaeróbicas de los suelos que ralentizan la descomposición de la materia orgánica, permitiendo un almacenamiento a largo plazo de CO (Laffoley & Grimsditch, 2009).

A pesar de su importancia, los bosques de manglar están amenazados por diversas actividades antrópicas y perturbaciones naturales. La conversión de manglares a otros usos, como la acuicultura, la deforestación para explotación maderera, el desarrollo urbano y la agricultura, son algunas de las principales causas de pérdida de estos ecosistemas (Alongi, 2002; FAO, 2023). Además, perturbaciones hidrológicas, erosión, fenómenos extremos como ciclones y el cambio climático también contribuyen a su degradación. Estas actividades no solo reducen la extensión de los manglares, sino que también afectan negativamente su capacidad para secuestrar y almacenar carbono. Prevenir la pérdida de manglares es, por lo tanto, una estrategia eficaz para la mitigación del cambio climático, ya que estos ecosistemas juegan un papel crucial en la regulación del carbono atmosférico (Murdiyarso et al., 2015).

En este estudio se evaluó el impacto sobre las reservas de carbono debido a la intervención antrópica en manglares perturbados, con diferentes etapas de degradación (ND, BG, SP, RP y PG), y en un manglar visiblemente no perturbado (EM) (Tabla 2-1).

4.1 Relación del CO con la estructura vegetal por acción antrópica

Los resultados confirman la hipótesis de estudio, en el cual los sitios con mayores reservas de CO total fueron aquellos donde la estructura vegetal presentaba menores impactos antrópicos, como fue el caso de EM y BG, que tuvieron las estructuras más complejas (Figura 3-1 y 3-12), y EM y ND, que fueron los bosques posiblemente con menos impactos antrópicos a través de los años, o los más maduros (Tabla 2-1 y Fig. 3-12). EM y ND son los sitios de estudio ubicados en la bahía de Málaga, una zona objeto de conservación; y fueron los bosques que tuvieron el mayor reservorio de CO bajo el suelo (biomasa subterránea y sedimentos). Los bosques de SP, RP y PG, presentaron los mayores impactos antrópicos, y las menores reservas de CO sobre y bajo el suelo.

Las reservas del CO en sedimentos de los sitios de estudio estuvieron en el mismo rango que el promedio global 283 ± 193 Mg C ha^{-1} (Atwood et al., 2017) comparables con los encontrados en manglares con diferentes estados de conservación de la costa Pacífica y Caribe de Colombia y en manglares del Indo – Pacífico (Tabla 4-1). Sin embargo, esto solo aplica cuando las muestras para estimar las reservas de CO en sedimentos se toman a una profundidad de 1 metro. Esta metodología subestima las reservas reales, ya que no considera la totalidad del sedimento (Atwood et al., 2017). Por ejemplo, en el presente estudio, EM pasa de 383,5 ± 19,9 Mg C ha^{-1}, estimado en 1 m de profundidad, a 851,4 ± 45,1 Mg C ha^{-1}, estimado en 2 m de profundidad, lo que implica un incremento de más del 200% en las reservas de CO en sedimentos, algo similar ocurre en las estimaciones de Kauffman et al., (2011) en Micronesia y de Perdomo-Trujillo et al., (2021) en Colombia.

Tabla 4-1: Reservas de CO en bioma aérea (CO aéreo) y CO en sedimentos (COS) publicados para manglares perturbados y no perturbados. Promedio ± Error Estándar.

Sitio	Latitud (grados)	Tipo biofísico	Estado de conservación	Especies dominantes	CO aéreo	COS	Referencia
Colombia – Pacífico (EM)	4,0 N	Estuarino[1]	No perturbado	*Rhizophora mangle* *Mora oleífera* *Pelliciera rhizophorae*	91,2 ± 38,5	383,5 ± 19,9	Este estudio
Colombia – Pacífico (ND)	4,0 N	Estuarino[1]	Perturbado	*R. mangle* *Laguncularia racemosa* *P. rhizophorae*	11,8 ± 1,5	387,7 ± 88,8	
Colombia – Pacífico (BG)	1,5 N	Deltaico[1]	Perturbado	*R. mangle* *P. rhizophorae*	201,4 ± 101,3	192,6 ± 34,3	
Colombia – Pacífico (SP)	3,5 N	Estuarino[1]	Perturbado	*R. mangle* *L. racemosa* *Mora oleífera* *P. rhizophorae*	48,1 ± 9,1	190,3 ± 55,5	
Colombia – Pacífico (RP)	1,5 N	Deltaico[1]	Perturbado	*R. mangle* *Avicennia germinans*	41,3 ± 7,5	295,6 ± 18,1	
Colombia – Pacífico (PG)	3,5 N	Estuarino[1]	Perturbado	*R. mangle* *L. racemosa* *P. rhizophorae*	53,0 ± 12,9	212,5 ± 40,7	
Colombia – Pacífico	4,0 N	Estuarino	No Perturbado	*R. spp.* *M. oleífera*	143,2	130,3	Palacios Peñaranda et al., (2019)
	3,5 N	Estuarino	Perturbado	*R. spp.* *P. rhizophorae* *M. oleífera*	70 - ~110	~165 – 180,8	
Colombia - Caribe	10,5 N	Lagunar	No Perturbado	*A. germinans* *L. racemosa*	102,1 ± 1,8	156,5 ± 16	Perdomo-Trujillo et al., (2021)
			Perturbado	*A. germinans* *L. racemosa*	0 - 73,5 ± 5,6	257,9 ± 2,0 –	

Sitio	Latitud (grados)	Tipo biofísico	Estado de conservación	Especies dominantes	CO aéreo	COS	Referencia
						339,2 ± 19	
Indonesia	2,0 N	Estuarino	No Perturbado	No reportado	130,1 ± 32,1	485 ± 197	Kusumaningtyas et al., (2019)
	8,5 S	Estuarino	Perturbado	No reportado	13,3 ± 6,9	288 ± 175	
Malasia	3,0 N	Deltaico	No Perturbado	No reportado	68,8 ± 43,3	507,0 ± 100,2	Zakaria et al., (2021)
		Deltaico	Perturbado	No reportado	65,7 ± 19,4 – 89,2 ± 67,4	317,6 ± 125,1 - 324,3 ± 125	

EL CO en biomasa aérea y en sedimentos se presenta en Mg C ha^{-1}. Sitios de estudio: EM: El Morro, ND: Naidizal, BG: Bocagrande, SP: San Pedro, RP: Rompido, PG: Piangüita. El CO en sedimentos se midió hasta 1m de profundidad en todos los estudios. ~ Valores estimados de las gráficas. Tipo biofísico[1]: Adaptado de Worthington et al. (2020).

Como mencionan Perdomo Trujillo et al. (2021), las comparaciones globales de las reservas de CO en sedimentos no presentan patrones a través de las latitudes (Atwood et al., 2017), lo cual sí ocurre con las reservas de CO en biomasa aérea (y la temperatura) que tienden a aumentar hacía el ecuador (Estrada & Soares, 2017), lo que implica que no necesariamente siempre los mayores reservorios de CO en sedimentos van a coincidir con los mayores reservorios de CO en biomasa aérea. Esto no significa que la estructura del bosque no esté relacionada con las reservas de CO en sedimentos (por ejemplo Adame et al., 2013), sino que la variabilidad local y regional de los entornos hidrogeomórficos contribuyen significativamente a la heterogeneidad espacial del CO en biomasa aérea y en sedimentos (Estrada & Soares, 2017; Ragavan et al., 2023).

Por ejemplo, los aportes de agua dulce y la acción de las mareas controlan la salinidad intersticial, lo que influye en el crecimiento de las plantas, la estructura del bosque y su productividad. Al mismo tiempo tiene un efecto en el almacenamiento de CO (Alongi, 2018; Kauffman et al., 2020; Rahman et al., 2021). Los ríos y mareas también arrastran material particulado, que de acuerdo con sus características mineralógicas y granulométricas podrían alterar las características físico – químicas de los sedimentos, influyendo en las reservas de CO en sedimentos. Es el caso del %CO en sedimentos que suele tener una relación inversa con la densidad aparente, y la mineralización podría ocasionar una dilución en el CO en sedimentos (Adame et al., 2018; Ragavan et al., 2023), de modo que el CO en biomasa aérea y en sedimentos pueden responder de manera similar o no a las condiciones hidrogeomórficas locales que modifican espacialmente la disponibilidad de los recursos, haciendo que los manglares modifiquen su inversión energética, por ejemplo, invertir mayor o menor energía en la producción de biomasa aérea o a la subterránea, según la necesidad de recursos que las condiciones específicas del sitio les generen.

En cuanto a sus características locales, los sitios de estudio son bosques de manglar de tipo estuarino (EM, ND, SP, y PG) y deltaico (BG, y RP), y se encuentran ubicados en tres bahías en el centro y sur de la costa del Pacífico colombiano. EM y ND se encuentran en el interior de la bahía de Málaga (Fig. 2-1), y son los sitios más alejados del ecuador (4,0° N), son manglares que, en comparación con otros estuarios del Pacífico colombiano, reciben pocos aportes de ríos (Málikov & Camacho Guerrero, 1998), presentan baja salinidad superficial e intersticial, los menores porcentajes de oxígeno disuelto (OD) en comparación con los otros sitios de estudio, y tienden a tener un pH ácido – neutro (Tabla 3-3). SP y PG se localizan cerca a la boca de la bahía de Buenaventura (Fig. 2-1), se encuentran ligeramente más cerca del ecuador (3,5° N), reciben importantes aportes fluviales (Cantera & Blanco, 2001), tienen una gran variabilidad de la salinidad de agua superficial e intersticial y de los porcentajes de OD de acuerdo con la época climática, cambios que no son tan marcados en los otros sitios de estudio (Tabla 3-3), y tuvieron de los menores porcentajes de fósforo disponible (%PD) (Fig. 3-18). BG y RP, se ubican en la bahía de Tumaco, muy cerca del ecuador (1,5° N) (Fig. 2-1), que es una bahía abierta con una fuerte influencia por la hidrodinámica de los ríos Mira y Patía (Otero et al., 2007), son los sitios de estudio más expuesto directamente a la acción de las mareas, también

presentan los mayores valores de salinidad superficial e intersticial y de los mayores porcentajes de OD (Tabla 3-3), además de ser los bosques con mayores porcentajes de fósforo disponible (%PD) (Fig. 3-18).

Aunque las condiciones hidrogeomórficas modifican localmente características importantes que pueden influir directamente sobre las reservas de CO en los manglares de estudio, como la salinidad y el %OD, los resultados mostraron que la variabilidad de las reservas de CO se vio mayormente influenciada por el estado de conservación de los sitios de estudio, lo cual también ha ocurrido en estudios realizados en Malasia, Tailandia, China, Indonesia, Venezuela, (Adame et al., 2018; Elwin et al., 2019; Kusumaningtyas et al., 2019; Otero et al., 2017; Zakaria et al., 2021; Zhang et al., 2012) por mencionar algunos. Varios estudios han sugerido que la deforestación puede reducir significativamente la capacidad de almacenamiento de CO en sedimentos, lo que favorece la exportación de carbono a la atmosfera (Alongi, 2014; Bulmer et al., 2015; Lovelock et al., 2011; Pérez et al., 2018).

Los manglares que tuvieron las mayores reservas de CO total fueron EM (616,8 ± 44,8 Mg C ha^{-1}), ND (482,8 ± 92,7 Mg C ha^{-1}), y BG (411,1 ± 108,5 Mg C ha^{-1}), que son los bosques con menor intervención antrópica, de acuerdo con el Índice de Disturbio Antrópico - IDA (Gómez García et al., 2024) (ver Tabla 2-1); sin embargo, ND tiene características estructurales muy diferentes a los otros sitios de estudio, y BG a pesar de no presentar fuertes intervenciones antrópicas, se encuentra sometido a fuertes efectos erosivos.

ND es un bosque con poca perturbación, muy diferente estructuralmente a los otros bosques evaluados, podría considerarse un tipo de bosque enano, pues tiene individuos maduros, pero de muy baja altura y DAP (Tabla 3-1), siendo el bosque con la menor área basal, lo cual explica sus bajas reservas de CO en biomasa aérea (Fig. 3-3). Sus características sedimentarias son muy diferentes respecto a los demás bosques, ya que, a diferencia de los otros, el suelo de este manglar está conformado por depósitos cuaternarios de origen marino continental, compuestas por arenas finas y fragmentos de conchas, además en algunas partes es rocoso con algunos cantos y bloques provenientes de la erosión de un acantilado que se encuentra al lado del mismo (Del Río, 1945;

INVEMAR, Univalle e INCIVA, 2006; SGC - Servicio Geológico Colombiano, 2013). Comparativamente con los sitios de estudio, es un bosque con altas reservas de CO en biomasa subterránea y en sedimentos.

Por otro lado, BG, es un bosque localizado en costa abierta, que es un área de alta tasa de erosión, debido a que es un manglar con sedimentos principalmente arenosos expuesto a la alta energía del oleaje y vientos fuertes (Montagut & Cabrera, 1997), si bien recibe importantes aportes sedimentarios del Río Mira (Palacios Moreno et al., 1990), también los pierde por el fuerte oleaje, siendo de las áreas más vulnerables a la acción de la erosión (Montagut & Cabrera, 1997). Esto explica que, si bien el impacto antrópico es bajo y presenta alto contenido de CO en biomasa aérea, las reservas de CO en sedimentos resulten muy bajas comparadas con los otros bosques. Las condiciones geográficas y climáticas que configuran diferencias naturales y la dinámica propia a los que se ven sujetos los bosques de manglar (Hamilton & Friess, 2018; Alexander Pérez et al., 2018; Sasmito et al., 2019, 2020), tales como la hidrogeomorfología, las características físico-químicas de los sedimentos, y la dinámica de las mareas que pueden dar origen a disturbios naturales como la erosión que, de acuerdo con Lagomasino et al., (2019), puede causar pérdidas en el CO en sedimentos incluso mayores que la deforestación o la conversión a la agricultura

Los manglares que tuvieron las menores reservas de CO total fueron SP (258,8 ± 63,3 Mg C ha^{-1}), PG (288,2 ± 36,9 Mg C ha^{-1}), y RP (348,9 ± 18,4 Mg C ha^{-1}), que son los bosques con mayor intervención antrópica, de acuerdo con el Índice de Disturbio Antrópico - IDA (Gómez García et al., 2024) (ver Tabla 2-1). SP y PG, bosques ubicados cerca del principal puerto de la costa Pacífica de Colombia sujetos a una acumulación de impactos sobre su estructura, y RP además de ser fuertemente afectado por la erosión costera, es objeto de aprovechamiento forestal reciente.

Los bosques de la Bahía de Buenaventura (SP y PG) han sufrido una acumulación de perturbaciones antrópicas. Los manglares de esta bahía fueron explotados intensivamente

durante los años 60, principalmente el mangle rojo (*R. mangle*) debido a la industria del cuero, y posteriormente, se deforestaron grandes áreas para el establecimiento de acuicultura y actividades agrícolas (Cantera y Blanco, 2001). En el bosque de SP hubo desarrollo de proyectos de acuicultura, que generó tala y cambios importantes en la configuración sedimentaria (suelos con alta densidad aparente, siendo la estación con los mayores valores de densidad aparente y % de arenas (Fig. 3-14 y Fig. 3-15) debido a la construcción de piscinas cuyos rastros aún son evidentes. Si bien esta actividad finalizó en la década de los años 90 y actualmente hay un proceso regenerativo, como lo demuestra la relativamente alta densidad poblacional con individuos de bajo DAP (Tabla 3-1 y Fig. 3-2), aún no compensa la pérdida importante de CO. El impacto en las reservas de carbono de un bosque dependerá de diversos factores, como el tipo de uso del suelo y el cambio en la cobertura de la tierra, es decir, el tipo de impacto antrópico del cual haya sido sujeto (Sasmito et al., 2020). Algunos estudios reportan como la conversión para acuicultura es de las actividades que mayores pérdidas de CO genera (Sasmito et al., 2020), liberando más CO_2 -eq. Kg^{-1} de camarón producido en zonas que previamente eran manglares, que lo que libera la producción de cada kilogramo de carne vacuna (Kauffman et al., 2017). Por ejemplo, en la provincia de Papúa occidental, Indonesia, se encontró que la explotación forestal afectó directamente las reservas de CO en biomasa aérea con un menor impacto sobre el CO en sedimentos. Mientras que actividades como la construcción de estanques para la acuicultura contribuyó a la mayor pérdida de las reservas de carbono en todos los reservorios (Sasmito et al., 2020).

PG probablemente también ha sufrido acumulación de disturbios de tala y cambios de uso del suelo, con poblaciones locales habitando muy cerca cuya economía principal se basa en el turismo, es un bosque que sufrió un fenómeno de ingreso de una barra de arena en el 2012 – 2014, que afectó la mayor parte del manglar (Palacios Peñaranda, M. L., comunicación personal, 15 de abril de 2024). Sin embargo, presenta reservas de CO ligeramente mayores en comparación con SP, lo cual puede estar influenciado en mayores porcentajes de MO (%MO), Densidad aparente más baja y menores valores de salinidad y porcentajes de oxígeno disuelto (%OD) en comparación con SP.

El bosque RP, además de la intensa tala, al estar en una zona de alto riesgo por erosión y tener suelos arenosos (Del Castillo y Álvarez-León, 2011), presenta procesos de erosión costera que explican sus bajas reservas de CO. De los bosques con intervención antrópica, es el que mayores reservas de CO tiene comparativamente (Fig. 3-12), esto puede ser debido a que, aparentemente, en RP ha habido cambios de la estructura natural solo por el aprovechamiento forestal, que además es relativamente reciente, mientras que en SP y PG ha habido una acumulación de impactos.

RP comparte características hidrogeomórficas con BG y, aunque ambos son afectados por la alta erosión costera y que RP sufra de una fuerte deforestación, RP presentó mayores reservas de CO en sedimentos (Fig. 3-9). Antes de la deforestación RP probablemente era un bosque con características estructurales similares a BG, evidencia de esto puede ser el DAP promedio de los árboles que dejaron en pie después de la deforestación (Tabla 3-1) teniendo el tercer mayor DAP promedio después de BG y EM, lo anterior sumado a que la composición granulométrica de RP respecto a BG presenta menores contenidos de arenas y mayores de limos y arcillas (Fig. 3-15) podría explicar las mayores reservas de CO en sedimentos. Las partículas finas, como los limos y las arcillas, debido a su mayor superficie de contacto, pueden asociarse a una mayor absorción de materia orgánica (Ramanathan et al., 2009), y favorecen una mayor acumulación de elementos químicos, como los nutrientes (fósforo, nitrógeno, carbono) (Benavides et al., 2015).

La deforestación implica necesariamente la extracción directa de la biomasa viva y la pérdida de carbono. Al no haber estructura forestal, el carbono se va perdiendo gradualmente a través de la mineralización, impulsada por las condiciones óxicas a las que se expone el suelo. Estas condiciones fomentan la actividad microbiana y la descomposición de la materia orgánica (Duarte et al., 2004; Krauss et al., 2014; McLeod et al., 2011). Esto se puede evidenciar al comparar las reservas de carbono orgánico en la biomasa subterránea de BG y RP, los sitios de estudio que comparten condiciones hidrogeomórficas similares. (Fig. 3-7). El aumento de la biomasa y la producción de raíces finas promueve la acumulación de CO en sedimentos, siendo este el principal contribuyente (He et al., 2018; Lin et al., 2023; Xiong et al., 2017). Las reservas de CO en

biomasa subterránea en BG fueron mayores que en RP (17,0 ± 2,9 Mg C ha^{-1} y 11,9 ± 4,7 Mg C ha^{-1} respectivamente), lo que puede significar una disminución en la producción de raíces finas y la mineralización del CO recalcitrante en RP debido a la deforestación.

En este estudio el CO en biomasa subterránea correlacionó positiva y significativamente con el %CO en sedimentos (rs = 0,725, p < 0,001) (Fig. 3-20), lo mismo sucedió en la Bahía de Dongzhai, China (Lin et al., 2023; Xiong et al., 2017) donde, con base en sus resultados, los autores mencionan que el crecimiento y entierro de raíces finas son factores importantes en la ganancia de CO en los bosques de manglar. Los árboles, de acuerdo con los factores ambientales que pueden actuar como reguladores o recursos, asignan mayor o menor carbono y energía a la creación de biomasa aérea o subterránea (Khan et al., 2009). Los bosques de manglar presentan una cantidad relativamente alta de biomasa subterránea en contraste con los bosques terrestres (Komiyama et al., 2000; Saintilan, 1997) puesto que es un mecanismo para enfrentar el estrés de los niveles freáticos elevados, la salinidad intersticial de los poros, las condiciones anóxicas y el menor soporte mecánico debido a que los sustratos suelen ser fangosos (Havanond & Maxwell, 1996). Una alta biomasa de raíces subterráneas promueve la acumulación de CO en sedimentos debido a su corta esperanza de vida y rápida tasa de renovación (Kalyn & Van Rees, 2006) de modo que transfieren velozmente el CO a los sedimentos (Komiyama et al., 2000; Xiong et al., 2017).

La biomasa de raíces subterráneas responde a diferentes factores ambientales, pero también se ve afectado por la intervención antrópica, de manera directa, por ejemplo con el aclaramiento de las áreas de manglar debido a la deforestación, o indirecta, por los efectos que pueden generar las actividades antrópicas sobre los factores ambientales que influyen en el crecimiento y entierro de las raíces subterráneas (Medina-Calderón et al., 2021), así como la edad, conservación y el tipo de bosque (Lin et al., 2023). Por ejemplo, en la bahía Sawi, al sur de Tailandia, un bosque de manglar replantado de *Rhizophora apiculata* tuvo un aumento de más de la mitad de su biomasa subterránea al pasar de 5 a 25 años (Alongi & Dixon, 2000) algo similar observaron en Kenia (Tamooh et al., 2008) y en Australia (Mackey, 1993).

Las reservas de CO en biomasa subterránea fueron mayores en los sitios de estudio localizados en la bahía de Málaga, que son los sitios de estudio con bosques maduros y poca o nula perturbación antrópica, y menor en los sitios de estudio localizados en la bahía de Tumaco, donde los bosques son afectados por una fuerte erosión costera (Fig. 3-7), patrón que se repite para los valores de biomasa subterránea (Tabla 4-2). Generalmente la biomasa de raíces subterráneas aportan hasta 60% de la biomasa total de los árboles (Khan et al., 2009; Komiyama et al., 1987; Tamooh et al., 2008), sin embargo, en los bosques de EM y ND los valores de biomasa subterránea fueron mucho mayores que los aportes que hace la biomasa aérea a la biomasa total. Aunque son casos poco usuales, algunos estudios han encontrado resultados similares, como en las llanuras hipersalinas de Australia, donde la biomasa aportada por las raíces subterráneas excedió a la aérea en un factor de cuatro o más (Saintilan, 1997), lo mismo ocurrió en el parque nacional Everglades de Estados Unidos (Castañeda-Moya et al., 2011). Se han reportado valores de biomasa subterránea mayores que los obtenidos en este estudio (Komiyama et al., 1987) (Tabla 4-2).

Para los manglares de la bahía de Buenaventura (SP y PG), los valores que reportan Palacios Peñaranda et al. (2019) de biomasa subterránea y aérea difieren bastante a los reportados por el presente estudio. Al contrastar ambos estudios se evidencia un incremento notable en la biomasa aérea por ejemplo, para SP, un bosque en estado de sucesión, pasó de reportar valores de biomasa aérea de 69,5 Mg ha^{-1} al 2019 a presentar una biomasa aérea de 100,2 ± 18,9 Mg ha^{-1} al 2022 (año de muestreo del presente estudio), en PG el valor de biomasa aérea también incrementó. Este incremento puede estar asociado a la sucesión forestal que se dio a través del tiempo, lo que sugiere una disminución en el aprovechamiento de los recursos que brindan estos bosques.

En cuanto a las diferencias en los valores de biomasa subterránea, ambos estudios podrían tener incertidumbre frente a los valores reportados debido al método de muestreo u obtención de los datos, que en el caso del estudio realizado por Palacios Peñaranda et al., (2019) se midió utilizando la ecuación general propuesta por Komiyama et al. (2008) y

para el presente estudio los valores se obtuvieron midiendo en campo con núcleos (Tabla 4-2). De acuerdo con Adame et al. (2017), la biomasa de las raíces subterráneas se subestima cuando se mide con núcleos en campo, o se sobreestima en un 40 ± 12% al utilizar ecuaciones alométricas generales ya que estas solo toman en cuenta la estructura física del árbol, e ignoran casi por completo los otros factores ambientes que afectan la dinámica de la biomasa subterránea, por lo que recomiendan su aplicación solo en las regiones donde fueron desarrolladas.

Tabla 4-2: Biomasa aérea y biomasa subterránea de bosques de manglar.

Sitio	Latitud (grados)	Tipo biofísico	Método de muestreo	Especies dominantes	Biomasa aérea (Mg ha^{-1})	Biomasa subt. (Mg ha^{-1})	Referencia
Colombia – Pacífico (EM)	4,0 N	Estuarino[1]	Núcleo 50 cm de prof. n=12	*Rhizophora mangle* *Mora oleífera* *Pelliciera rhizophorae*	190,1 ± 80,3	364,2 ± 35,5	Este estudio
Colombia – Pacífico (ND)	4,0 N	Estuarino[1]	Núcleo 50 cm de prof. n=12	*R. mangle* *Laguncularia racemosa* *P. rhizophorae*	24,6 ± 3,1	213,4 ± 37,0	
Colombia – Pacífico (BG)	1,5 N	Deltaico[1]	Núcleo 50 cm de prof. n=12	*R. mangle* *P. rhizophorae*	419,5 ± 211,1	43,7 ± 7,7	
Colombia – Pacífico (SP)	3,5 N	Estuarino[1]	Núcleo 50 cm de prof. n=12	*R. mangle* *L. racemosa* *Mora oleífera* *P. rhizophorae*	100,2 ± 18,9	52,2 ± 14,7	
Colombia – Pacífico (RP)	1,5 N	Deltaico[1]	Núcleo 50 cm de prof. n=12	*R. mangle* *Avicennia germinans*	86,1 ± 15,8	30,7 ± 12,0	

Sitio	Latitud (grados)	Tipo biofísico	Método de muestreo	Especies dominantes	Biomasa aérea (Mg ha^{-1})	Biomasa subt. (Mg ha^{-1})	Referencia
Colombia – Pacífico (PG)	3,5 N	Estuarino[1]	Núcleo 50 cm de prof. n=12	*R. mangle* *L. racemosa* *P. rhizophorae*	110,5 ± 26,9	58,2 ± 8,4	
Colombia – Pacífico (Q. Valencia)	4,0 N	Estuarino	Ecu. alométrica	*R. spp.* *M. oleífera*	142,5	580,5	Palacios Peñaranda et al., (2019)
Colombia – Pacífico (SP)	3,5 N	Estuarino	Ecu. alométrica	*R. spp.* *P. rhizophorae*	69,5	425,5	
Colombia – Pacífico (PG)	3,5 N	Estuarino	Ecu. alométrica	*R. spp.* *P. rhizophorae* *M. oleífera*	109,2	619,3	
Colombia - Caribe	10,5 N	Lagunar	Núcleo 100 cm de prof. n=5	*A. germinans* *L. racemosa*	212,6 ± 3,8	20,4 ± 7,2	Perdomo-Trujillo et al., (2021)
			Núcleo 100 cm de prof. n=10	*A. germinans* *L. racemosa*	94,3 ± 12,1	8,4 ± 1,7	
EE. UU	25,0 N	Ribereño	Núcleo 90 cm de prof. n=10	*R. mangle*	~9,0	46,7	(Castañeda-Moya et al., 2011; Castañeda, 2010)
Australia	33,3 S	Estuarino	Núcleo n=56 prof. No reportada	*Avicennia marina*	~10 - 650	~50 - 170	(Saintilan, 1997)
				Aegiceras corniculatum	~20 - 370	~30 - 180	
Tailandia		Estuarino	Núcleo	*Sonneratia*		171,8	(Komiyama et al., 1987) citado
				Bruguiera		242,6	

Sitio	Latitud (grados)	Tipo biofísico	Método de muestreo	Especies dominantes	Biomasa aérea (Mg ha^{-1})	Biomasa subt. (Mg ha^{-1})	Referencia
			100 cm de prof. n=310	*Rhizophora*		509,5	por Adame et al., (2017)

Sitios de estudio: EM: El Morro, ND: Naidizal, BG: Bocagrande, SP: San Pedro, RP: Rompido, PG: Piangüita. ~ Valores estimados de las gráficas. Tipo biofísico[1]: Adaptado de Worthington et al. (2020).

La biomasa de las raíces subterráneas depende de las condiciones de los gradientes reguladores, como la salinidad, concentraciones de sulfuro, potencial de oxidación-reducción (Eh/mV), y las características del hidroperíodo y de los gradientes de los recursos, como el nitrógeno y el fósforo, todos estos factores ambientales son en alguna medida, características de las condiciones hidrogeomórficas locales de los bosques (Adame et al., 2017; Castañeda-Moya et al., 2011; Medina-Calderón et al., 2021).

La salinidad es un regulador que ha sido reconocido como un factor importante que limita el crecimiento y la productividad de los manglares (Clough, 1984 citado por Adame et al., 2017). Se ha visto una relación positiva de la salinidad con la biomasa de raíces subterráneas (Florida et al., 2005; Krauss & Ball, 2013; Medina-Calderón et al., 2021; Reef et al., 2015; Sherman et al., 2003), de modo que la salinidad podría reducir el crecimiento de la biomasa aérea y aumentar la biomasa de raíces, así como modificar las tasas de descomposición (Adame et al., 2017). EM y ND, los sitios con mayor biomasa subterránea, respecto a los otros sitios de estudio, presentaron las menores concentraciones de salinidad en la época de menos lluvia tanto en el agua superficial como en la intersticial, aunque la salinidad aumentó ligeramente en la época de más lluvia (Tabla 3-3). BG y RP, los de menor biomasa subterránea, fueron los sitios de estudio con mayor concentración de salinidad en ambas épocas climáticas y para agua superficial e intersticial; aunque podría parecer contrario a lo que han reportado algunos estudios, algo similar se observó en el parque nacional Everglades (Castañeda, 2010; Mancera-Pineda et al., 2009). El crecimiento de la biomasa radicular no responde exclusivamente a la salinidad, sino a la fuerte covariación entre la salinidad intersticial y la duración de la inundación (Medina-

Calderón et al., 2021). La salinidad de los sedimentos también controla factores como la concentración de nutrientes y la distribución de especies (Rahman et al., 2021), factores que influyen sobre el crecimiento de la biomasa radicular.

Los resultados de este estudio coinciden con lo encontrado en los manglares de Everglades, donde la biomasa de raíces aumento con una menor fertilidad de fósforo (Castañeda-Moya et al., 2011) donde, por ejemplo en BG y RP, presentaron una menor biomasa radicular que se podría asociar a una mayor disponibilidad de fósforo en el suelo (Fig. 3-18), lo mismo aplica en el caso de ND, que fue el segundo bosque con mayor biomasa subterránea y presentó el %PD promedio más bajo en contraste con los otros sitios de estudio. Este comportamiento se ha encontrado ampliamente, donde bajo limitación de nutrientes, la biomasa de raíces aumenta (Adame et al., 2017; Twilley et al., 2018), ya que la vegetación asigna más biomasa subterránea cuando necesita maximizar la eficiencia para capturar nutrientes limitados (Castañeda-Moya et al., 2011; Cormier et al., 2015; Khan et al., 2009; Lovelock et al., 2014).

EM tuvo un %PD relativamente alto en comparación con los otros sitios de estudio, además presentó la mayor biomasa subterránea, lo cual podría tener que ver con otros factores reguladores. De acuerdo con Arnaud et al., (2023) la producción de raíces puede aumentar con un incremento de los nutrientes, pero dicho incremento es proporcionalmente menor que la producción aérea, y esto puede deberse a la interacción de los nutrientes con los factores reguladores como la frecuencia de inundaciones que afecta las concentraciones de sulfuro de hidrógeno y el potencial redox del suelo que tienen un efecto sobre el crecimiento de las raíces subterráneas (Mckee, 1993), la salinidad y la anoxia. Por ejemplo, mayor densidad de raíces causado por enriquecimiento de nutrientes aparece cuando los suelos son frecuentemente inundados y/o con alta salinidad (Adame et al., 2014; Hayes et al., 2017; Mckee et al., 2007). Cabe mencionar que las concentraciones de fosforo en EM fueron bajas en las capas superficiales y aumentaron significativamente con la profundidad (Tabla 3-5), lo cual también podría explicar la cantidad de biomasa subterránea. Es importante tener en cuenta que en la dinámica de la biomasa radicular también se debe considerar la composición de especies que, de acuerdo con su capacidad competitiva y

límite de tolerancia a las inundaciones y salinidad, la respuesta de crecimiento de las raíces puede cambiar y no responde a un modelo lineal ni monótono (Ball & Pidsley, 1995; Ball et al., 1988; Burchett et al., 1989; Feller et al., 2003; Nguyen et al., 2015; Simpson et al., 2013).

BG y RP presentaron diferencias significativas en los valores de %PD respecto a los otros sitios de estudio. La bahía de Tumaco recibe aportes de aguas residuales del municipio de Tumaco qué alteran la calidad del agua (Guzmán et al., 2012, 2014) lo que podría propiciar condiciones de nutrificación que podrían conllevar a una eutrofización. De acuerdo con Pérez et al. (2018), actividades antrópicas como la deforestación podrían aumentar sustancialmente los contenidos de carbono, nitrógeno, y fosforo en los sedimentos. No obstante, también expone el suelo a condiciones que favorecen la descomposición, como se explicó para el bosque de RP que, además de presentar mayores reservas de CO en sedimentos, también tuvo valores ligeramente más altos de nitrógeno y fosforo al compararlo con BG.

En el presente estudio tanto el CO en biomasa subterránea como en sedimentos correlacionaron positiva y significativamente con el %NT y la relación CO:NT (Fig. 3-19). EM y ND, los bosques con menor o nula intervención antrópica presentaron los mayores valores tanto de %NT (Fig. 3-17) como de la relación CO:NT (Fig. 3-19), lo que podría implicar una descomposición más lenta de la materia orgánica. Los bosques de manglar además de ser un importante sumidero de carbono, también lo son del nitrógeno (Adame et al., 2015; Donato et al., 2011), y este nutriente se comporta de manera similar al carbono bajo condiciones de conservación o perturbación de los bosques (Adame et al., 2018; Pérez et al., 2018). La relación de CO:NT de la materia orgánica que participa del ciclo del carbono en los ecosistemas de manglar es importante puesto que es un factor clave para el crecimiento y establecimiento de la comunidad microbiana (Debbarma et al., 2023). Cuanto menor sea la relación CO:NT, más rápidamente se produce una mineralización y liberación de nitrógeno (Watson et al., 2002), mientras que relaciones superiores a 35 da como resultado la inmovilización microbiana (Brust, 2019) y por supuesto una menor descomposición de la materia orgánica.

BG y RP tuvieron los menores valores para la relación CO:NT, pero superiores a 30. SP y PG mostraron valores promedio ligeramente mayores a los de BG y RP para la relación CO:NT. La deforestación y posterior exposición a condiciones oxicas favorece la descomposición del carbono orgánico recalcitrante, y el cambio de la fuente principal de materia orgánica para el ciclo del carbono en los manglares. Por ejemplo, en la bahía eutrófica de Guanabara en Brasil, donde evaluaron el CO en sedimentos tres décadas después de la deforestación de bosques de manglar, encontraron que los aportes de materia orgánica provinieron principalmente del fitoplancton, que presentó relaciones de CO:NT cercanas a 10 (Pérez et al., 2018), lo que intensificó procesos de descomposición diagenética temprana, aumentando la degradación de materia orgánica que dio como resultado sistemas menos eficientes de acumulación de CO en sedimentos en comparación con los manglares (otro ejemplo puede ser: Macreadie et al., (2012), en el que reconstruyeron los registros sedimentarios de Botany Bay, Sydney, para buscar cambios inducidos por el hombre, donde, las proporciones C:N disminuyeron y comenzaron a exhibir una firma de fuente de microalgas alrededor de la época del asentamiento europeo, según los autores los cambios representan un debilitamiento sustancial del potencial de sumidero de carbono de Botany Bay).

4.2 Relación del CO en sedimentos con la profundidad del suelo en bosques con diferentes grados de intervención antrópica

Los resultados confirman la hipótesis de estudio, donde, en los bosques de manglar con nula o poca intervención antrópica, es decir en EM y ND, el CO en sedimentos fue mayor en las capas superficiales (Fig. 3-11), y en los bosques de manglar con perturbación antrópica, que son PG, BG, y RP, los mayores valores de CO en sedimentos se presentaron en las capas más profundas (Fig. 3-11), esto coincide con los patrones encontrados por (Adame et al., 2018; Perdomo Trujillo et al., 2021) quienes reportan resultados similares respecto a la distribución del % CO en sedimentos con respecto a la profundidad, asociado con el grado de perturbación de los bosques de manglar. En el caso de BG y RP, es probable que la erosión costera influya en la dinámica del CO en los

sedimentos a diferentes profundidades (Alongi, 2008; Lagomasino et al., 2019; Stokes & Harris, 2015).

Los resultados podrían responder a que, los bosques conservados son una buena fuente de detritos orgánicos autóctonos, con una buena reducción de energía del flujo de agua por una compleja estructura de raíces, esto favorece la acumulación de partículas sobre la superficie tanto autóctonas como alóctonas (Donato et al., 2011; Lin et al., 2023; Perdomo Trujillo et al., 2021), la acumulación de materia orgánica sumado con las condiciones de anoxia, salinidad e inundación propias de los bosques de manglar, hacen que la MO tenga una tasa de descomposición muy lenta. En los bosque de manglar degradado, el carbono en la superficie es inferior, ya que los primeros 30 cm del suelo, son más vulnerables a la acción antrópica (Donato et al., 2011; Lin et al., 2023; Perdomo Trujillo et al., 2021).

A diferencia de los otros sitios de estudio, el bosque de SP no cumplió la hipótesis, puesto que presentó un mayor valor de %CO en sedimentos en la superficie con tendencia a disminuir con la profundidad; posiblemente debido a que, SP es un bosque perturbado con acumulación de impactos por deforestación y acuicultura, una actividad que finalizó en la década de los años 90, de modo que sus menores reservas en las capas más profundas, podría ser un reflejo de la afectación que sufrió este bosque durante los años de su mayor aprovechamiento y cambio en el uso del suelo. El CO en sedimentos es un registro de las transformaciones, ya sea por fenómenos naturales, las condiciones hidrogeomórficas locales, o la intervención antrópica, por las que ha pasado un ecosistema, por ejemplo, (Perdomo-Trujillo et al., 2021; Pérez et al., 2018).

Los sedimentos tienen características físico - químicas que responden a los factores naturales y a las perturbaciones antrópicas (Apitz, 2012; Baux et al., 2019; Vanacker & Ortega, 2013). En la composición granulométrica del suelo, cuando el contenido de arena es mayor que el de las partículas finas, la densidad aparente del suelo presenta valores más altos, y a mayor contenido de partículas finas, como el limo y la arcilla, la densidad aparente es menor (Aşkin & Özdemir, 2003; Indoria et al., 2020). En EM, la densidad aparente (DA) mostró cambios significativos con la profundidad, con mayores valores en

las capas más profundas del sedimento, en ND se evidenció una tendencia similar, donde la DA aumentó con la profundidad (Tabla 3-5). Este patrón de comportamiento es contrario al del %CO en sedimentos en estos bosques de estudio; de modo que, en los sitios con nula o poca perturbación antrópica el %CO en sedimentos aumentó en las profundidades que tuvieron menor densidad aparente, y esta aumentó con la profundidad. Este patrón inverso entre el CO en sedimentos y la densidad aparente se ha identificado en diferentes lugares del planeta, por ejemplo: Donato et al., (2011) en el Indo – Pacífico, Saintilan et al., (2013) en Australia, Adame et al., (2018) en Malasia, Elwin et al., (2019) en Tailandia, Tue et al., (2020) en Vietnam, Ouyang et al., (2024), en India y Kauffman et al., (2020) en una estimación global.

Como se mencionó, la densidad aparente baja se asocia con mayores porcentajes de partículas finas, siendo EM y ND los bosques con mayor % de arcillas a lo largo de toda la profundidad del sedimento (Fig. 3-15). Las partículas finas pueden asociarse a una mayor absorción de materia orgánica, debido a su mayor superficie de contacto (Ramanathan et al., 2009), a una mayor concentración de elementos químicos, como los nutrientes (Benavides et al., 2015), y a ambientes con baja erosión física (Furukawa et al., 1997; A. Pérez et al., 2018; Wolanski et al., 1996).

En los bosques perturbados de BG, RP, y PG, la densidad aparente no mostró patrones y tuvo valores relativamente estables a lo largo de la profundidad del sedimento. En estos sitios la densidad aparente y el %CO en sedimentos fue menor en la profundidad de 0 – 15 cm (Tabla 3-5), lo cual podría atribuirse a los efectos de las condiciones hidrogeomórficas y de la intervención antrópica de los sitios, puesto que las capas superficiales tienden a ser más susceptibles (Donato et al., 2011; Lin et al., 2023; Perdomo Trujillo et al., 2021). Por ejemplo Pérez et al., (2018), observaron valores más altos de densidad aparente después de un proceso de deforestación, marcado por una disminución de % de limos y arcillas en las capas superficiales del sedimento; los autores argumentan que la deforestación volvió estas zonas en un ambiente más vulnerable a la erosión costera. Otros estudios presentaron valores similares (Alongi, 2008; Borges et al., 2009; Grellier et al., 2017; Lovelock et al., 2011; Pérez et al., 2018; Ragavan et al., 2023; Stokes

& Harris, 2015). En BG, RP, y PG, se evidenció una tendencia a disminuir el contenido de partículas finas en las capas superficiales del sedimento (Fig. 3-15). Teniendo en cuenta lo mencionado por Pérez et al., (2018), esto podría atribuirse a la deforestación en el caso de RP y PG, y a la fuerte erosión costera en BG y RP.

Es importante señalar que BG y RP, a pesar de compartir condiciones hidrogeomórficas similares, presentan características granulométricas diferentes (Fig. 3-15), siendo RP un bosque con mayor contenido de partículas finas a lo largo de toda la profundidad del sedimento en comparación con el sedimento de BG; esto podría explicar los mayores valores de materia orgánica y %CO en sedimentos en RP respecto a BG, a pesar de ser un bosque objeto de aprovechamiento forestal.

Por otra parte, SP presentó los mayores valores de densidad aparente en todos los rangos de profundidad evaluados, con una tendencia a aumentar con la profundad, lo que se ve reflejado en su mayor contenido de arenas (Fig. 3-14, 3-15, y Tabla 3-5). Se ha encontrado que la construcción de piscinas para acuicultura afecta las características físicas del suelo, fomentando compactación y un aumento de la densidad aparente (Bhomia et al., 2016; Elwin et al., 2019; Kauffman et al., 2014; Lagomasino et al., 2019).

La materia orgánica y el %NT presentaron un comportamiento similar al %CO en sedimentos con respecto a la profundidad. En EM y ND, los valores de materia orgánica y %NT fueron mayores en las capas más superficiales, con una marcada tendencia a disminuir con la profundidad. En BG, RP y PG, los valores fueron menores en la superficie con tendencia a aumentar con la profundidad. En SP, el %NT fue mayor en la superficie y disminuyó con la profundidad, aunque la materia orgánica tuvo valores estables en todo el sedimento. El patrón similar de la dinámica del %NT a las variaciones del %CO en sedimentos con la profundidad también se evidenció en Adame et al. (2018).

En todos los sitios de estudio se presentó un aumento de los valores de la relación CO:NT con la profundidad, esto podría estar relacionado con una disminución de las actividades

microbianas con la profundidad del sedimento, puesto que las actividades microbianas disminuyen con la profundidad del sedimento, facilitando el almacenamiento de CO en sedimentos más profundos (Ouyang et al., 2024), de modo que las reservas de CO en sedimentos tienden a ser más estables en las capas más profundas. En este estudio, con excepción de SP, el %CO en sedimentos de todos los sitios de estudio fue similar en la profundidad de 50 – 100 cm (Fig. 3-11). La tendencia a que los %CO en sedimentos se acerquen o sean similares a mayor profundidad entre bosques perturbados y no perturbado también se evidenció en (Adame et al., 2018; Elwin et al., 2019; Zhang et al., 2012).

En este estudio se encontró que los principales factores que influyeron en las reservas de CO sedimentario en los sitios de estudio fueron la concentración de materia orgánica, nitrógeno total, y el tamaño de los granos o granulometría de los sedimentos (Tabla 3-6). El modelo de regresión lineal que se realizó con el %NT y el % de arcillas explicó el 92% de la variación del %CO en sedimentos. Bulmer et al., (2015), encontraron resultados similares para el flujo de salida de CO_2 en manglares de Nueva Zelanda, los autores indican que los principales factores que influyeron en la salida de CO_2 de los sedimentos fueron la concentración de CO en sedimentos, la concentración de nitrógeno y el tamaño de los granos de los sedimentos, siendo más propensos a esa salida de flujo de CO_2 los manglares con mayor CO sedimentario, mayor concentración de nitrógeno, y mayor % de arcillas, es decir los bosques con mayores reservas y capacidad de almacenar CO en el sedimento (Benavides et al., 2015; Pérez et al., 2018; Ramanathan et al., 2009).

Teniendo en cuenta lo mencionado por Bulmer et al. (2015), que la biomasa subterránea es un factor muy importante que aporta al CO en sedimentos (He et al., 2018; Lin et al., 2023; Xiong et al., 2017), y que en este estudio hubo una fuerte correlación positiva entre el CO en biomasa subterránea con el %CO en sedimentos (rs = 0,725, p < 0,001) (Fig. 3-20), se agregó como factor covariable al modelo de regresión lineal el CO en biomasa subterránea, dando como resultado un modelo (F (3,32) =156, p<0,05, R^2_c = 0,93) que explica 93% de la variación del %CO en sedimentos, y que cumple con todos los supuestos. En este modelo el CO en biomasa subterránea explica por sí solo 49% de la variación del CO en sedimentos. El modelo muestra que, tomando como nivel de referencia

a EM, las reservas de %CO en sedimentos disminuye para los otros sitios de estudio, siendo ND el bosques en el que menos disminuye (con *ß* = -0,24), y PG, BG, SP, y RP los bosques en los que más disminuye (con *ß* = -1,23 en PG, -1,49 en BG, -1,51 en SP, y -1,72 en RP), lo que podría indicar la influencia que tienen las condiciones hidrogeomórficas, como la energía mareomotriz, y la intervención antrópica, como la deforestación o el establecimiento de piscinas para acuicultura, sobre las reservas de CO en sedimentos.

4.3 CO desde la costa hacía el interior en bosques con diferentes grados de intervención antrópica.

Aunque no se encontraron diferencias significativas en el CO sobre y bajo el suelo entre la costa o zona externa y el interior del bosque o zona interna en ningún sitio de estudio (Fig. 3-4, 3-6, 3-8 y 3-10), se observó que en BG y EM los valores fueron ligeramente mayores en las parcelas internas. En cuanto al CO en sedimentos tampoco se presentaron diferencias estadísticas significativas, sin embargo, puede observarse que los valores son ligeramente mayores en las parcelas internas de BG, ND y EM. Teniendo en cuenta lo mencionado por Bulmer et al. (2016), quienes encontraron correlaciones positivas de densidad estructural, biomasa aérea y subterránea y carbono almacenado en sedimentos con la distancia a la línea de costa, y que los bosques donde se encontraron niveles mayores en las parcelas internas fueron los que presentaron menores perturbaciones por acciones antrópicas, es posible que la intervención como la deforestación, la cual afecta directamente a la densidad estructural, impida observar este patrón, sin dejar de lado las condiciones hidrogeomórficas de cada sitio, que también pueden modificar el comportamiento de las reservas de CO a través del gradiente linea de costa - interior, como por ejemplo en BG, el efecto de la erosión costera podría influir en los valores ligeramente mayores en las parcelas internas. Además, en el presente estudio no se realizó la medición a lo largo de un gradiente significativo entre la linea de costa y el interior del bosque, dificultando la observación de dicho comportamiento.

4.4 Efecto de la intervención antrópica en los contenidos de carbono orgánico

En la discusión de los anteriores objetivos se ha explorado la variación de las reservas de CO en los sitios de estudio y como se ven afectados por la perturbación antrópica, teniendo en cuentas algunas variables ambientales, como las características físico – químicas del suelo, el efecto del gradiente hidrogeomórfico desde la orilla hacía el interior del bosque, la estructura forestal, y las características físico químicas del agua superficial e intersticial en diferentes épocas climáticas. Ahora, con el fin de estimar la posible pérdida de CO debido a los impactos antrópicos en los bosques perturbados, utilizando la técnica de reemplazo de tiempo por espacio (Howard et al., 2014), se emplea los valores de CO de EM como referencia para calcular dicha posible pérdida (Tabla 4-3).

Tabla 4-3: Porcentajes de pérdida del CO Total de los manglares intervenidos respecto a EM y el CO_2 -eq. (CO_2 equivalente) total emitido.

Sitios de estudio	% pérdida CO Total	CO_2 -eq. Total (Mg CO_2 -eq. ha^{-1})
BG	33,35	754,87
SP	58,03	1313,60
RP	43,43	982,96
PG	53,27	1205,71

Sitios de estudio: EM: El Morro, BG: Bocagrande, SP: San Pedro, RP: Rompido, PG: Piangüita.

Los bosques de la Bahía de Buenaventura (SP y PG) han experimentado las mayores pérdidas de CO total, que puede ser el reflejo de impactos acumulados, presentando la mayor pérdida el bosque de manglar de SP, sitio en el que desarrolló un proyecto de acuicultura y que presenta un proceso regenerativo, esta sucesión aún no compensa las pérdidas importantes de CO. En los bosques de la bahía de Tumaco (BG y RP) se evidencia una pérdida de CO total que puede atribuirse principalmente a la erosión costera, en el caso de BG, y al impacto en conjunto entre la perturbación causada por la erosión y el aprovechamiento forestal, en el caso de RP. Debido a que ND es tan diferente estructuralmente a los otros sitios, llegando a parecer un tipo de bosque enano, no es

posible estimar el % de pérdida de CO total usando de referencia los valores de CO de EM.

Los porcentajes de pérdida de CO total son un reflejo de que el tipo de impacto en las reservas de carbono pueden tener diferentes magnitudes de afectación. Por ejemplo, Sasmito et al., (2020), encontraron que en manglares de Indonesia, la acuicultura contribuyó a la mayor pérdida de las reservas de carbono en todos los reservorios de carbono (sobre y bajo el suelo), mientras que, el aprovechamiento forestal afectó directamente las reservas de CO en biomasa aérea con un menor impacto sobre el CO en sedimentos. La construcción de estructuras dentro de los manglares, como las piscinas para acuicultura, requiere de maquinaria y transporte de material, que, además de generar compactación del suelo, remueve la capa superficial del mismo (Elwin et al., 2019), además del daño físico a la estructura forestal y efectos a largo plazo como la alteración de la topografía de los bosques que puede modificar la circulación del agua.

La alteración topográfica, ocasionada por disturbios antrópicos o naturales, podría aumentar la vulnerabilidad de los bosques de manglar, por ejemplo, Lagomasino et al., (2021), detectaron que, después de las inundaciones prolongadas ocasionadas por la marejada ciclónica en manglares del suroeste de la Florida, USA, tras el paso del huracán Irma en el 2017, en sitios bien drenados, rebrotaron hojas aproximadamente un año después de la tormenta, mientras que, en sitios con drenaje deficiente, se detectaron mayores mortandades masivas (10,760 ha).

Todos los bosques de estudio presentaron deforestación, con diferentes magnitudes de afectación. RP un bosque con fuerte aprovechamiento forestal, y en SP, PG y BG se evidenció un aprovechamiento a manera de tala selectiva, en BG casi no se evidenció esta actividad. La deforestación además de afectar el CO en biomasa aérea, siendo el propósito de esta actividad la extracción directa de la biomasa aérea, elimina la capacidad del manglar de capturar carbono atmosférico (Furukawa & Wolanski, 1996; Mackenzie et al., 2016).

La vulnerabilidad de los manglares a ser objeto de aprovechamiento forestal, además de depender de las dinámicas socio – culturas y económicas de las poblaciones humanas cercanas (por ejemplo BG, que es conservado por la población cercana), varían según las características estructurales de los bosques, esto hace que la tala no sea una actividad homogénea (Lagomasino et al., 2019), y que su impacto sobre el CO en biomasa aérea sea variable. En bosques con árboles de gran tamaño, la actividad de tala puede disminuir de manera más significativa las reservas de CO, ya que un solo individuo puede almacenar gran cantidad de biomasa. En el presente estudio se encontró que bosques con árboles pequeños como ND no presentaron aprovechamiento forestal, posiblemente debido a su poco desarrollo que da el aspecto de un manglar enano, pudiendo conservar así, sus reservas de CO en biomasa aérea.

El aclaramiento de áreas de manglar debido a la deforestación tiene efectos negativos sobre el CO en sedimentos, debido a que la capa superior del sedimento se expone a la erosión generada por la energía hidrodinámica, facilitando la descomposición y liberación de CO_2 (Lovelock et al., 2011). Por ejemplo, Gillis et al. (2017), encontraron que la deforestación afectaba negativamente las reservas de carbono orgánico sedimentario y los flujos de CO_2.

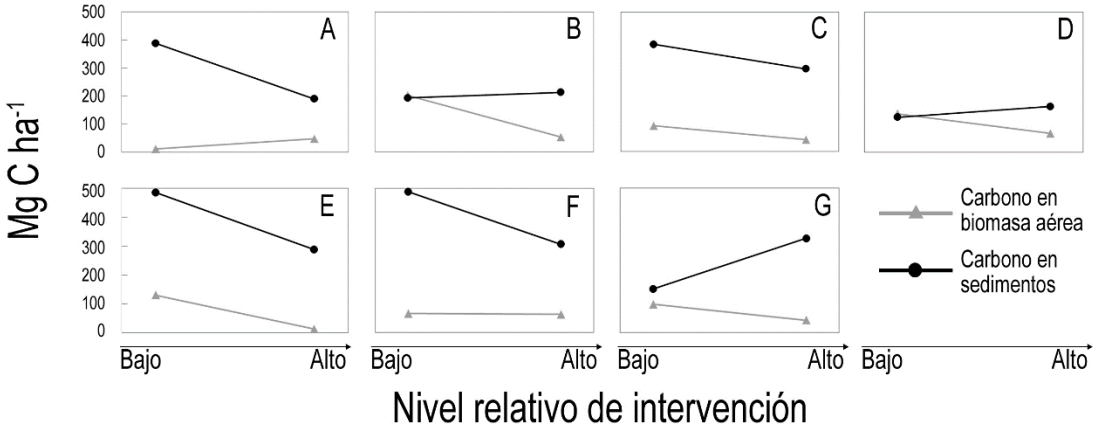
El efecto de la hidrodinámica, que es un factor determinante en el crecimiento de la biomasa subterránea, y las características físico – químicas de los sedimentos (Castañeda-Moya et al., 2011; Medina-Calderón et al., 2021), sobre las reservas de carbono sedimentario parece ser determinante, pues de no presentarse, el carbono sedimentario se conserva muchos años, aunque la deforestación sea masiva, tal como lo demostraron Perdomo Trujillo et al. (2021) en la Ciénaga Grande de Santa Marta, en el Caribe colombiano. Por otra parte, el efecto de la hidrodinámica se mantiene incluso en manglares en regeneración ya que los árboles jóvenes de baja talla no alcanzan a disminuir la hidrodinámica debido a la baja complejidad estructural (Mazda et al., 1997).

Queda claro que la deforestación es una actividad que genera perturbaciones significativas en todos los reservorios de CO que brindan los manglares, con efectos que pueden agravarse con el tiempo, y que, a pesar de los esfuerzos de regeneración, restaurar las reservas de CO a condiciones similares antes de las perturbaciones puede tardar de décadas a siglos (Sasmito et al., 2019). Por lo tanto, la deforestación en los bosques de manglar debe ser controlada para evitar el deterioro de las reservas de carbono, servicio ecosistémico de gran importancia en las estrategias de mitigación del cambio climático global.

A nivel mundial el porcentaje de pérdidas de manglar debido a la tala disminuyó de 4,4% a 1,6% entre el 2000 y 2020 (FAO, 2023), no obstante, es una actividad recurrente en sitios como el Pacífico colombiano, donde se realiza de forma ilegal, lo cual dificulta establecer la verdadera magnitud y los detalles de su comercialización. Algunos autores han estimado que la tala ilegal de árboles de mangle ha representado hasta el 30% de la densidad total en la Bahía de Buenaventura (Blanco & Cantera, 1995). El manejo de esta problemática requiere un abordaje sitio-específico, pues como ya se mencionó, responde a las características estructurales particulares de cada bosque, así como a las características socioeconómicas y culturales de las comunidades locales.

En este estudio se observó la tendencia general a que los impactos antrópicos disminuyeran las reservas de CO en los bosques de manglar (Fig. 3-21). Esta tendencia se observó en otros manglares del mundo (Adame et al., 2018; Elwin et al., 2019; A. Pérez et al., 2018); sin embargo existen casos particulares en que los bosques perturbados por acciones antrópicas presentan valores más altos de reservas de CO ya sea en biomasa aérea o en sedimentos que bosques cercanos mejor conservados (Fig. 4-1). Estos casos tienen que ser cuidadosamente analizados para entender la razón de esta aparente contradicción. Por ejemplo, en la Ciénaga Grande de Santa Marta en el caribe colombiano, en el que un bosque totalmente deforestado después de tres décadas, presenta mayor concentración de carbono sedimentario que un bosque conservado (Perdomo et al., 2021). Los autores de este artículo explican que esto probablemente se debe a la acumulación masiva de la necromasa y la poca o nula hidrodinámica debido a la interrupción de flujos de agua en un sistema micromareal.

Figura 4-1: Variación de las reservas de CO en biomasa aérea y en sedimentos en función de los niveles de intervención en bosques de manglares en diferentes ubicaciones. Gráficas A, B, y C: datos del presente estudio. Gráfica D: datos de Palacios Peñaranda et al., (2019), ubicado en el Pacífico Colombiano. Gráfica E: datos de Kusumaningtyas et al., (2019), ubicado en Indonesia. Gráfica F: datos de Zakaria et al., (2021), ubicado en Malasia. Gráfica G: datos de Perdomo-Trujillo et al., (2021), ubicado en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano.



5. Conclusiones

Las reservas de carbono orgánico se vieron fuertemente influenciadas por el estado de conservación de los bosques de manglar, presentando los mayores valores en los manglares conservados y maduros, es decir en los que no presentan afectación sobre su estructura forestal debido a disturbios antrópicos, esto confirma la primera hipótesis planteada.

En cuanto a la distribución vertical del carbono en sedimentos, se observa que, en bosques con poca intervención antrópica, el carbono tiende a ser mayor en las capas superficiales mientras que, en aquellos con perturbación antrópica, los valores más altos se presentan en capas más profundas, confirmando la segunda hipótesis planteada. La intervención antrópica puede modificar las características físicas de los sedimentos, por ejemplo, al aumentar la densidad aparente, disminuyendo la capacidad de almacenamiento de carbono orgánico.

Factores naturales importantes para la acumulación de CO en sedimentos son la materia orgánica, el nitrógeno total y el tamaño de los granos de los sedimentos. Siendo mayor la acumulación en manglares con más materia orgánica, más nitrógeno, y mayor contenido de partículas finas sobre gruesas, características de manglares conservados y maduros.

Existe una tendencia general a que los impactos antrópicos disminuyan las reservas de CO en los bosques de manglar. El impacto sobre las reservas de carbono orgánico depende del tipo y magnitud de disturbio antrópico. Actividades antrópicas, como la

conversión para acuicultura, puede generar mayores pérdidas de carbono que la deforestación. Disturbios naturales como la erosión costera también favorecen la pérdida de carbono sedimentario.

La presencia de menores cantidades de carbono orgánico en bosques afectados por perturbaciones antrópicas destaca la necesidad de implementar medidas preventivas para evitar la disminución de estas reservas, las cuales son un servicio ecosistémico crucial en las estrategias de mitigación del cambio climático global. Abordar este problema requiere un enfoque sitio - específico, ya que está intrínsecamente vinculado a las características estructurales únicas de cada bosque, así como a los aspectos socioeconómicos y culturales de las comunidades locales. Es fundamental tener en cuenta que las acciones de restauración o recuperación pueden demandar un extenso periodo de tiempo para surtir efecto, lo que subraya la importancia de evitar disturbios intensos como la mejor alternativa.

Referencias citadas

Adame, M. F., Zakaria, R. M., Fry, B., Chong, V. C., Then, Y. H. A., Brown, C. J., & Lee, S. Y. (2018). Loss and recovery of carbon and nitrogen after mangrove clearing. *Ocean & Coastal Management*, *161*, 117-126. https://doi.org/10.1016/J.OCECOAMAN.2018.04.019

Adame, M. Fernanda, 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, Maria Fernanda, Kauffman, J. B., Medina, I., Gamboa, J. N., Torres, O., Caamal, J. P., Reza, M., & Herrera-Silveira, J. A. (2013). Carbon Stocks of Tropical Coastal Wetlands within the Karstic Landscape of the Mexican Caribbean. *PLOS ONE*, *8*(2), e56569. https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0056569

Adame, Maria Fernanda, Teutli, C., Santini, N. S., Caamal, J. P., Zaldívar-Jiménez, A., Herńndez, R., & Herrera-Silveira, J. A. (2014). Root biomass and production of mangroves surrounding a karstic oligotrophic coastal lagoon. *Wetlands*, *34*(3), 479-488. https://doi.org/10.1007/S13157-014-0514-5/FIGURES/4

Alongi, D. M. (1994). Zonation and seasonality of benthic primary production and community respiration in tropical mangrove forests. *Oecologia 1994 98:3*, *98*(3), 320-327. https://doi.org/10.1007/BF00324220

Alongi, D. M. (2009). *The Energetics of Mangrove Forests*. Springer.

Alongi, D. M., & Dixon, P. (2000). Mangrove primary production and above- and below-ground biomass in Sawi Bay, southern Thailand. *Phuket Marine Biology Centre Special Publication*, *22*, 31-38.

Alongi, D. M., Pfitzner, J., Trott, L. A., Tirendi, F., Dixon, P., & Klumpp, D. W. (2005). Rapid sediment accumulation and microbial mineralization in forests of the mangrove Kandelia candel in the Jiulongjiang Estuary, China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *63*(4), 605-618. https://doi.org/10.1016/J.ECSS.2005.01.004

Alongi, D. M., Sasekumar, A., Chong, V. C., Pfitzner, J., Trott, L. A., Tirendi, F., Dixon, P., & Brunskill, G. J. (2004). Sediment accumulation and organic material flux in a

managed mangrove ecosystem: estimates of land–ocean–atmosphere exchange in peninsular Malaysia. *Marine Geology*, *208*(2-4), 383-402. https://doi.org/10.1016/J.MARGEO.2004.04.016

Alongi, Daniel M. (2002). Present state and future of the world's mangrove forests. En *Environmental Conservation* (Vol. 29, Número 3, pp. 331-349). Cambridge University Press. https://doi.org/10.1017/S0376892902000231

Alongi, Daniel M. (2008). Mangrove forests: Resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *76*(1), 1-13. https://doi.org/10.1016/J.ECSS.2007.08.024

Alongi, Daniel M. (2011). Carbon payments for mangrove conservation: ecosystem constraints and uncertainties of sequestration potential. *Environmental Science & Policy*, *14*(4), 462-470. https://doi.org/10.1016/J.ENVSCI.2011.02.004

Alongi, Daniel M. (2012). Carbon sequestration in mangrove forests. *Carbon management*, *3*(3), 313-322. https://doi.org/10.4155/CMT.12.20

Alongi, Daniel M. (2014). Carbon Cycling and Storage in Mangrove Forests. *Annual Review of Marine Science*, *6*(1), 195-219. https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010213-135020

Alongi, Daniel M. (2018). Impact of Global Change on Nutrient Dynamics in Mangrove Forests. *Forests 2018, Vol. 9, Page 596*, *9*(10), 596. https://doi.org/10.3390/F9100596

Apitz, S. E. (2012). Integrated Risk Assessments for the Management of Contaminated Sediments in Estuaries and Coastal Systems. *Treatise on Estuarine and Coastal Science*, *4*, 311-338. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374711-2.00413-7

Arnaud, M., Krause, S., Norby, R. J., Dang, T. H., Acil, N., Kettridge, N., Gauci, V., & Ullah, S. (2023). Global mangrove root production, its controls and roles in the blue carbon budget of mangroves. *Global Change Biology*, *29*(12), 3256-3270. https://doi.org/10.1111/GCB.16701

Arroyo Ponce, R., & Vargas Marin, L. A. (2020). Acciones de gobernanza comunitaria para reducir efectos de cambio climático en el consejo comunitario de comunidades negras de Bahía Málaga - Distrito de Buenaventura. *Entorno Geográfico*, *20*, 23-41. https://doi.org/10.25100/eg.v0i20.10637

Ashworth, J., Keyes, D., Kirk, R., & Lessard, R. (2007). STANDARD PROCEDURE IN THE HYDROMETER METHOD FOR PARTICLE SIZE ANALYSIS.

http://dx.doi.org.ezproxy.unal.edu.co/10.1081/CSS-100103897, *32*(5-6), 633-642. https://doi.org/10.1081/CSS-100103897

Aşkin, T., & Özdemir, N. (2003). Soil bulk density as related to soil particle size distribution and organic matter content. *Agriculture*, *9*(2), 52-55.

ASTM D422-63. (2007). *Standard Test Method for Particle-Size Analysis of Soils*. Technical standard. ASTM International.

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

Ball, M. C., & Pidsley, S. M. (1995). Growth Responses to Salinity in Relation to Distribution of Two Mangrove Species, Sonneratia alba and S. lanceolata, in Northern Australia. *Functional Ecology*, *9*(1), 77. https://doi.org/10.2307/2390093

Ball, Marilyn C., Cowan, I., & Farquhar, G. (1988). Maintenance of leaf temperature and the optimisation of carbon gain in relation to water loss in a tropical mangrove Forest. *Functional Plant Biology*, *15*(2), 263. https://doi.org/https://doi.org/10.1071/PP9880263

Baux, N., Murat, A., Faivre, Q., Lesourd, S., Poizot, E., Méar, Y., Brasselet, S., & Dauvin, J. C. (2019). Sediment dynamic equilibrium, a key for assessing a coastal anthropogenic disturbance using geochemical tracers: Application to the eastern part of the Bay of Seine. *Continental Shelf Research*, *175*, 87-98. https://doi.org/10.1016/J.CSR.2019.02.002

Benavides, A. M. S., Barboza, J. P., Rodríguez, F. M., Gairaud, C. G., Benavides, A. M. S., Barboza, J. P., Rodríguez, F. M., & Gairaud, C. G. (2015). Implicaciones sedimentológicas sobre el cambio en la cobertura del bosque de manglar en Boca Zacate, Humedal Nacional Térraba-Sierpe, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, *63*(3), 591-601. http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442015000300591&lng=en&nrm=iso&tlng=es

Bengtsson, L., & Enell, M. (1986). Chemical analysis. En B. E. Berglund (Ed.), *Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology* (pp. 423-451). John Wiley & Sons Ldt.

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

Blanco-Libreros, J. F., & Cantera, J. R. (1995). *Patrones estructurales de algunos manglares de la Bahía de Buenaventura (Pacifico colombiano) y las condiciones hidrológicas y de intervención humana que los determinan. Delta del río San Juan, bahías de Málaga y Buenaventura, Pacifico colombiano*. Universidad EAFIT-Universidad del Valle.

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

Boone Kauffman, J., Arifanti, V. B., Hernández Trejo, H., del Carmen Jesús García, M., Norfolk, J., Cifuentes, M., Hadriyanto, D., & Murdiyarso, D. (2017). The jumbo carbon footprint of a shrimp: carbon losses from mangrove deforestation. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *15*(4), 183-188. https://doi.org/10.1002/FEE.1482

Boone Kauffman, J., Fernanda Adame, M., Budi Arifanti, V., Schile-beers, L. M., Bernardino, A. F., Bhomia, R. K., Donato, D. C., Feller, I. C., Ferreira, T. O., Del Carmen Jesus Garcia, M., Mackenzie, R. A., Patrick Megonigal, J., Murdiyarso, D., Simpson, L., Hern Andez Trejo, H., Adame, M. F., Arifanti, V. B., Schile-Beers, L. M., Bernardino, A. F., … Simpson, L. (2020). Total ecosystem carbon stocks of mangroves across broad global environmental and physical gradients. *Ecological Monographs*, *90*(2), e01405. https://doi.org/10.1002/ECM.1405

Borges, A. C., Sanders, C. J., Santos, H. L. R., Araripe, D. R., Machado, W., & Patchineelam, S. R. (2009). Eutrophication history of Guanabara Bay (SE Brazil) recorded by phosphorus flux to sediments from a degraded mangrove area. *MarPB*, *58*(11), 1750-1754. https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2009.07.025

Bouillon, S., Borges, A. V., Castañeda-Moya, E., Diele, K., Dittmar, T., Duke, N. C., Kristensen, E., Lee, S. Y., Marchand, C., Middelburg, J. J., Rivera-Monroy, V. H., Smith, T. J., & Twilley, R. R. (2008). Mangrove production and carbon sinks: A revision of global budget estimates. *Global Biogeochemical Cycles*, *22*(2). https://doi.org/10.1029/2007GB003052

Bouillon, S., Dehairs, F., Schiettecatte, L. S., & Borges, A. V. (2007). Biogeochemistry of

the Tana estuary and delta (northern Kenya). *Limnology and Oceanography*, *52*(1), 46-59. https://doi.org/10.4319/LO.2007.52.1.0046

Bouillon, S., Moens, T., Overmeer, I., Koedam, N., & Dehairs, F. (2004). Resource utilization patterns of epifauna from mangrove forests with contrasting inputs of local versus imported organic matter. *Marine Ecology Progress Series*, *278*, 77-88. https://doi.org/10.3354/MEPS278077

Bouyoucos, G. J. (1962). Hydrometer Method Improved for Making Particle Size Analyses of Soils. *Agronomy Journal*, *54*(5), 464-465. https://doi.org/10.2134/AGRONJ1962.00021962005400050028X

Bulmer, R. H., Lundquist, C. J., & Schwendenmann, L. (2015). Sediment properties and CO2 efflux from intact and cleared temperate mangrove forests. *Biogeosciences*, *12*(20), 6169-6180. https://doi.org/10.5194/BG-12-6169-2015

Bulmer, Richard H., Schwendenmann, L., & Lundquist, C. J. (2016). Carbon and nitrogen stocks and below-ground allometry in temperate mangroves. *Frontiers in Marine Science*, *3*(AUG), 205547. https://doi.org/10.3389/FMARS.2016.00150/BIBTEX

Burchett, M. D., Clarke, C. J., Field, C. D., & Pulkownik, A. (1989). Growth and respiration in two mangrove species at a range of salinities. *Physiologia Plantarum*, *75*(2), 299-303. https://doi.org/10.1111/J.1399-3054.1989.TB06185.X

Cantera, J. R., & Blanco, J. F. (2001). *The Estuary Ecosystem of Buenaventura Bay, Colombia*. 265-280. https://doi.org/10.1007/978-3-662-04482-7_19

Castañeda-Moya, E., Twilley, R. R., Rivera-Monroy, V. H., Marx, B. D., Coronado-Molina, C., & Ewe, S. M. L. (2011). Patterns of Root Dynamics in Mangrove Forests Along Environmental Gradients in the Florida Coastal Everglades, USA. *Ecosystems*, *14*(7), 1178-1195. https://doi.org/10.1007/S10021-011-9473-3/METRICS

Castañeda, E. (2010). *Landscape patterns of community structure, biomass and net primary productivity of mangrove forests in the Florida Coastal Everglades as a function of resources, regulators, hydroperiod, and hurricane disturbance. Ph.D. Dissertation* [Louisiana State University]. https://repository.lsu.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=3822&context=gradschool_dissertations

Castellanos-Galindo, G. A., Cantera, J. R., Saint-Paul, U., & Ferrol-Schulte, D. (2014). Threats to mangrove social-ecological systems in the most luxuriant coastal forests of the Neotropics. *Biodiversity and Conservation 2014 24:3*, *24*(3), 701-704.

https://doi.org/10.1007/S10531-014-0827-Y

Castellanos-Galindo, G. A., Casella, E., Tavera, H., Zapata Padilla, L. A., & Simard, M. (2021). Structural Characteristics of the Tallest Mangrove Forests of the American Continent: A Comparison of Ground-Based, Drone and Radar Measurements. *Frontiers in Forests and Global Change*, *4*, 732468. https://doi.org/10.3389/FFGC.2021.732468/BIBTEX

Castellanos-Galindo, G. A., Kluger, L. C., Camargo, M. A., Cantera, J., Mancera Pineda, J. E., Blanco-Libreros, J. F., & Wolff, M. (2021). Mangrove research in Colombia: Temporal trends, geographical coverage and research gaps. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *248*, 106799. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106799

Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M. A., Chambers, J. Q., Eamus, D., Fölster, H., Fromard, F., Higuchi, N., Kira, T., Lescure, J. P., Nelson, B. W., Ogawa, H., Puig, H., Riéra, B., & Yamakura, T. (2005). Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, *145*(1), 87-99. https://doi.org/10.1007/S00442-005-0100-X/METRICS

Cormier, N., Twilley, R. R., Ewel, K. C., & Krauss, K. W. (2015). Fine root productivity varies along nitrogen and phosphorus gradients in high-rainfall mangrove forests of Micronesia. *Hydrobiologia*, *750*(1), 69-87. https://doi.org/10.1007/S10750-015-2178-4/TABLES/4

Correa, I., & Morton, R. (2010). Pacific Coast of Colombia. En E. C. F. Bird (Ed.), *Encyclopedia of the World's Coastal Landforms* (pp. 193-198). Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8639-7_29

Dahdouh-Guebas, F. (2011). World Atlas of Mangroves: Mark Spalding, Mami Kainuma and Lorna Collins (eds). *Human Ecology*, *39*, 107-109. https://doi.org/10.1007/s10745-010-9366-7

De Lacerda, L. D., Ferreira, A. C., Ward, R., & Borges, R. (2022). Editorial: Mangroves in the Anthropocene: From local change to global challenge. *Frontiers In Forests And Global Change*, *5*. https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.993409

Del Río, A. (1945). Reconocimiento geológico de la Bahía de Málaga, departamento del Valle del Cauca. *Servicio Geológico Nacional (SGNC)*, 15.

Donato, D. C., Kauffman, J. B., Mackenzie, R. A., Ainsworth, A., & Pfleeger, A. Z. (2012). Whole-island carbon stocks in the tropical Pacific: Implications for mangrove conservation and upland restoration. *Journal of Environmental Management*, *97*(1),

89-96. https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2011.12.004

Donato, Daniel 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*, *4*(5), 293-297. https://doi.org/10.1038/ngeo1123

Duarte, C. M., Middelburg, J. J., & Caraco, N. (2004). Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences*, *2*(1), 1-8. https://doi.org/10.5194/BG-2-1-2005

Eid, E. M., Khedher, K. M., Ayed, H., Arshad, M., Moatamed, A., & Mouldi, A. (2020). Evaluation of carbon stock in the sediment of two mangrove species, Avicennia marina and Rhizophora mucronata, growing in the Farasan Islands, Saudi Arabia. *Oceanologia*, *62*(2), 200-213. https://doi.org/10.1016/J.OCEANO.2019.12.001

Elwin, A., Bukoski, J. J., Jintana, V., Robinson, E. J. Z., & Clark, J. M. (2019). Preservation and recovery of mangrove ecosystem carbon stocks in abandoned shrimp ponds. *Scientific Reports 2019 9:1*, *9*(1), 1-10. https://doi.org/10.1038/s41598-019-54893-6

Estrada, G. C. D., & Soares, M. L. G. (2017). Global patterns of aboveground carbon stock and sequestration in mangroves. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, *89*(2), 973-989. https://doi.org/10.1590/0001-3765201720160357

FAO. (2023). *The world's mangroves: 2000 - 2020*. https://doi.org/10.4060/cc7044en

Feller, I. C., Whigham, D. F., McKee, K. L., & Lovelock, C. E. (2003). Nitrogen limitation of growth and nutrient dynamics in a disturbed mangrove forest, Indian River Lagoon, Florida. *Oecologia*, *134*(3), 405-414. https://doi.org/10.1007/S00442-002-1117-Z/FIGURES/2

Field, C. D. (1999). Charter for Mangroves. En A. Yáñez-Arancibia & A. L. Lara-Domínquez (Eds.), *Ecosistemas de Manglar en América Tropical* (pp. 1-4).

Florida, F., Eugenia, B., & Sánchez, G. (2005). Belowground productivity of mangrove forests in southwest Florida. *LSU Doctoral Dissertations*. https://doi.org/10.31390/gradschool_dissertations.1652

Furukawa, K., & Wolanski, E. (1996). Sedimentation in mangrove forests. *Mangroves and Salt Marshes*, *1*, 3-10.

Furukawa, K., Wolanski, E., & Mueller, H. (1997). Currents and Sediment Transport in Mangrove Forests. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *44*(3), 301-310. https://doi.org/10.1006/ECSS.1996.0120

Gillis, L. G., Belshe, E. F., & Narayan, G. R. (2017). Deforested Mangroves Affect the Potential for Carbon Linkages between Connected Ecosystems. *Estuaries and Coasts*, *40*(4), 1207-1213. https://doi.org/10.1007/S12237-017-0210-9/FIGURES/3

Gómez García, L. F., Quesada Mora, C. A., Peña Salamanca, E. J., Perdomo Trujillo, L. V., & Mancera Pineda, J. E. (2024). Carbon reserves in deltaic mangroves of the Colombian Pacific across different disturbance degrees. *Bulletin Of Marine Science*. Todavía no publicado. https://doi.org/10.5343/bms.2023.0142

Grellier, S., Janeau, J. L., Dang Hoai, N., Nguyen Thi Kim, C., Le Thi Phuong, Q., Pham Thi Thu, T., Tran-Thi, N. T., & Marchand, C. (2017). Changes in soil characteristics and C dynamics after mangrove clearing (Vietnam). *Science of The Total Environment*, *593-594*, 654-663. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2017.03.204

Guevara-Fletcher, C. E., Cantera Kintz, J. R., Mejía-Ladino, L. M., & Cortés, F. A. (2011). Benthic Macrofauna Associated with Submerged Bottoms of a Tectonic Estuary in Tropical Eastern Pacific. *Journal of Marine Biology*, *2011*, 1-13. https://doi.org/10.1155/2011/193759

Guzmán, A. I., Selvaraj, J. J., & Martínez, A. (2012). Variabilidad espacial y temporal de parámetros físico-químicos en la Bahía de Tumaco. *Acta Agronómica*, *61*(5), 20-21.

Guzmán, A. I., Zambrano-Ortíz, M. M., Casanova-Rosero, R. F., Selvaraj, J. J., & Martínez, A. (2014). La condición ecológica de la bahía de Tumaco (Pacífico colombiano): evaluación de la calidad del agua y del fitoplancton. *Boletín Científico CIOH*, *32*, 3-16.

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 2018 8:3*, *8*(3), 240-244. https://doi.org/10.1038/s41558-018-0090-4

Havanond, S., & Maxwell, G. S. (1996). Strategies for mangrove restration. *FORTROP*, *10*, 21-36.

Hayes, M. A., Jesse, A., Tabet, B., Reef, R., Keuskamp, J. A., & Lovelock, C. E. (2017). The contrasting effects of nutrient enrichment on growth, biomass allocation and decomposition of plant tissue in coastal wetlands. *Plant and Soil*, *416*(1-2), 193-204.

https://doi.org/10.1007/S11104-017-3206-0/FIGURES/4

He, Z., Peng, Y., Guan, D., Hu, Z., Chen, Y., & Lee, S. Y. (2018). Appearance can be deceptive: shrubby native mangrove species contributes more to soil carbon sequestration than fast-growing exotic species. *Plant and Soil*, *432*(1-2), 425-436. https://doi.org/10.1007/S11104-018-3821-4/FIGURES/4

Heiri, O., Lotter, A. F., & Lemcke, G. (2001). Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: Reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology*, *25*(1), 101-110. https://doi.org/10.1023/A:1008119611481/METRICS

Holling, C. S. (1973). Resilience and stability of ecological systems. *Annual review of ecology and systematics*, *4*(1), 1-23.

Howard, J., Hoyt, S., Isensee, K., Pidgeon, E., & Telszewki, M. (2014). Coastal blue carbon: methods for assessing carbon stock and emission factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses. En J. Howard, S. Hoyt, K. Isensee, E. Pidgeon, & M. Telszewki (Eds.), *Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature*.

Indoria, A. K., Sharma, K. L., & Reddy, K. S. (2020). Hydraulic properties of soil under warming climate. *Climate Change and Soil Interactions*, 473-508. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818032-7.00018-7

Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación. (2011). *Análisis de suelos, Determinación del Nitrógeno Total (NTC 5889:2011)*.

Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación. (2020). *Calidad del suelo. Determinación de fósforo disponible (NTC 5350:2020)*.

Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación. (2021). *Calidad de suelo. Determinación del carbono orgánico (NTC 5403 2006-02-22)*. https://tienda.icontec.org/gp-calidad-del-suelo-determinacion-del-carbono-organico-ntc5403-2021.html

INVEMAR; Univalle e INCIVA. (2006). *BIOMÁLAGA: Valoración de la biodiversidad marina y costera de Bahía Málaga (Valle del Cauca), como uno de los instrumentos necesarios para que sea considerada un área protegida*. http://www.invemar.org.co/documents/10182/13789/9860IF_BIOMALAGA2007.pdf/9ee8dadb-a43e-46aa-a9d5-7c6cfb3c40c5

INVEMAR. (2022). *Mapa de Manglares de Colombia*.

https://siam.invemar.org.co/cifras_siam#manglCar

Jennerjahn, T. C. (2020). Relevance and magnitude of «Blue Carbon» storage in mangrove sediments: Carbon accumulation rates vs. stocks, sources vs. sinks. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *247*, 107027. https://doi.org/10.1016/J.ECSS.2020.107027

Jennerjahn, T. C., & Ittekkot, V. (2002). Relevance of mangroves for the production and deposition of organic matter along tropical continental margins. *Naturwissenschaften 2001 89:1*, *89*(1), 23-30. https://doi.org/10.1007/S00114-001-0283-X

Kalyn, A. L., & Van Rees, K. C. J. (2006). Contribution of fine roots to ecosystem biomass and net primary production in black spruce, aspen, and jack pine forests in Saskatchewan. *Agricultural and Forest Meteorology*, *140*(1-4), 236-243. https://doi.org/10.1016/J.AGRFORMET.2005.08.019

Kauffman, J. B., Donato, D. C., & Adame, M. F. (2013). Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares. *CIFOR*, *117*.

Kauffman, J. Boone, Heider, C., Cole, T. G., Dwire, K. A., & Donato, D. C. (2011). Ecosystem carbon stocks of micronesian mangrove forests. *Wetlands*, *31*(2), 343-352. https://doi.org/10.1007/s13157-011-0148-9

Kauffman, J. Boone, 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. K., & Bhomia, R. K. (2017). Ecosystem carbon stocks of mangroves across broad environmental gradients in West-Central Africa: Global and regional comparisons. *PLOS ONE*, *12*(11), e0187749. https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0187749

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

Kelleway, J. J., Cavanaugh, K., Rogers, K., Feller, I. C., Ens, E., Doughty, C., & Saintilan, N. (2017). Review of the ecosystem service implications of mangrove encroachment into salt marshes. *Global Change Biology*, *23*(10), 3967-3983. https://doi.org/10.1111/gcb.13727

Khan, M. N. I., Suwa, R., & Hagihara, A. (2009). Biomass and aboveground net primary

production in a subtropical mangrove stand of Kandelia obovata (S., L.) Yong at Manko Wetland, Okinawa, Japan. *Wetlands Ecology and Management*, *17*(6), 585-599. https://doi.org/10.1007/S11273-009-9136-8/FIGURES/9

Kjeldahl, J. (1883). Neue Methode zur Bestimmung des Stickstoffs in organischen Körpern. *Zeitschrift für Analytische Chemie*, *22*(1), 366-382. https://doi.org/10.1007/BF01338151/METRICS

Komiyama, A., Havanond, S., Srisawatt, W., Mochida, Y., Fujimoto, K., Ohnishi, T., Ishihara, S., & Miyagi, T. (2000). Top/root biomass ratio of a secondary mangrove (Ceriops tagal (Perr.) C.B. Rob.) forest. *Forest Ecology and Management*, *139*(1-3), 127-134. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00339-4

Komiyama, A., Ogino, K., Aksornkoae, S., & Sabhasri, S. (1987). Root biomass of a mangrove forest in southern Thailand. 1. Estimation by the trench method and the zonal structure of root biomass. *Journal of Tropical Ecology*, *3*(2), 97-108. https://doi.org/10.1017/S0266467400001826

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

Komiyama, A., Poungparn, S., & Kato, S. (2005). Common allometric equations for estimating the tree weight of mangroves. *Journal of Tropical Ecology*, *21*(4), 471-477. https://doi.org/10.1017/S0266467405002476

Krauss, K. W., & Ball, M. C. (2013). On the halophytic nature of mangroves. *Trees - Structure and Function*, *27*(1), 7-11. https://doi.org/10.1007/S00468-012-0767-7/FIGURES/1

Krauss, K. W., Mckee, K. L., Lovelock, C. E., Cahoon, D. R., Saintilan, N., Reef, R., & Chen, L. (2014). How mangrove forests adjust to rising sea level. En *New Phytologist* (Vol. 202, Número 1, pp. 19-34). John Wiley & Sons, Ltd. https://doi.org/10.1111/nph.12605

Kristensen, E., Bouillon, S., Dittmar, T., & Marchand, C. (2008). Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: A review. *Aquatic Botany*, *89*(2), 201-219. https://doi.org/10.1016/J.AQUABOT.2007.12.005

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

Laffoley, D., & Grimsditch, G. (2009). *The Management of Natural Coastal Carbon Sinks* . www.iucn.org/marine

Lagomasino, D., Fatoyinbo, T., Castañeda-Moya, E., Cook, B. D., Montesano, P. M., Neigh, C. S., & Morton, D. C. (2021). Storm surge and ponding explain mangrove dieback in southwest Florida following Hurricane Irma. *Nature Comunicativos*, *12*(1), 1-8.

Lagomasino, D., Fatoyinbo, T., Lee, S., Feliciano, E., Trettin, C., Shapiro, A., & Mangora, M. M. (2019). Measuring mangrove carbon loss and gain in deltas. *Environmental Research Letters*, *14*(2), 025002.

Leal, M., & Spalding, M. D. (Eds.). (2022). *The State of the World's Mangroves 2022*. Global Mangrove Alliance. https://www.mangrovealliance.org/mangrove-forests/

Lee, S. Y. (2016). From blue to black: Anthropogenic forcing of carbon and nitrogen influx to mangrove-lined estuaries in the South China Sea. *Marine Pollution Bulletin*, *109*(2), 682-690. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.008

Lin, Q., Chen, L., Zhang, J., Wang, L., Yu, X., & Guo, Q. (2023). How fine root turnover functions during mangrove root zone expansion and affects belowground carbon processes. *Plant and Soil*, *488*(1-2), 451-463. https://doi.org/10.1007/S11104-023-05985-W/TABLES/3

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. En *Forest Ecology and Management* (Vol. 368, pp. 151-162). Elsevier B.V. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.03.020

Lovelock, C. E., Feller, I. C., Reef, R., & Ruess, R. W. (2014). Variable effects of nutrient enrichment on soil respiration in mangrove forests. *Plant and Soil*, *379*(1-2), 135-148. https://doi.org/10.1007/S11104-014-2036-6/FIGURES/6

Lovelock, C. E., Ruess, R. W., & Feller, I. C. (2011). CO2 Efflux from Cleared Mangrove Peat. *PLOS ONE*, *6*(6), e21279. https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0021279

Lozada Ordóñez, L., Dias da Cruz, D., & Oliveira de Andrade, M. (2018). Ecosystem services and use of Afro-descendant land in the Colombian North Pacific: Transformations in the traditional production system. *Land Use Policy*, *75*, 631-641. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.01.043

Mackenzie, R. A., Foulk, P. B., Van Klump, J., Weckerly, K., Purbopuspito, J., Murdiyarso,

D., Donato, D. C., & Vien, N. N. (2016). *Sedimentation and belowground carbon accumulation rates in mangrove forests that differ in diversity and land use: a tale of two mangroves*.

Mackey, A. P. (1993). Biomass of the mangrove Avicennia marina (Forsk.) Vierh. Near Brisbane, South-eastern Queensland. *Marine and Freshwater Research*, *44*(5), 721-725. https://doi.org/10.1071/MF9930721

Macreadie, P. I., Allen, K., Kelaher, B. P., Ralph, P. J., & Skilbeck, C. G. (2012). Paleoreconstruction of estuarine sediments reveal human-induced weakening of coastal carbon sinks. *Global Change Biology*, *18*(3), 891-901. https://doi.org/10.1111/J.1365-2486.2011.02582.X

MADS. (2011). *Manglares: Los manglares de Colombia*. https://www.minambiente.gov.co/index.php/component/content/article?id=412:plantilla-bosques-biodiversidad-y-servicios-ecosistematicos-14

Málikov, I., & Camacho Guerrero, G. A. (1998). Método de aproximación para determinar cambios entreanuales aplicado a parámetros de temperatura y salinidad del Pacífico colombiano. *Boletín Científico CCCP*, *7*, 30-41. https://doi.org/10.26640/01213423.7.30_41

Mancera-Pineda, J. E., Twilley, R. R., & Rivera-Monroy, V. H. (2009). Carbono (δ 13 C) y nitrógeno (δ 15 N) discriminación isotópica en manglares de los Everglades costeros de Florida en función del estrés ambiental. *Contribución Mar Sci*, *38*, 109-129.

Martínez Ortega, Á. P., Patiño Yepes, Á. A., Riascos Araujo, A. D., Mosquera Arturo, E. J., Pepinosa Bravo, H. E., & Montoya Rivera, J. J. (2022). *Goce efectivo del derecho a la educación: Una mirada desde Tumaco, Nariño*. UNIMAR.

Mazda, Y., Magi, M., Kogo, M., & Hong, P. N. (1997). Mangroves as a coastal protection from waves in the Tong King delta, Vietnam. *Mangroves and Salt Marshes*, *1*, 127-135.

Mckee, K.L. (1993). Soil Physicochemical Patterns and Mangrove Species Distribution--Reciprocal Effects? *Journal of Ecology*, *81*(3), 477-487. https://doi.org/10.2307/2261526

Mckee, Karen L., Cahoon, D. R., & Feller, I. C. (2007). Caribbean mangroves adjust to rising sea level through biotic controls on change in soil elevation. *Global Ecology and Biogeography*, *16*(5), 545-556. https://doi.org/10.1111/J.1466-8238.2007.00317.X

McLeod, E., Chmura, G. L., Bouillon, S., Salm, R., Björk, M., Duarte, C. M., Lovelock, C. E., Schlesinger, W. H., & Silliman, B. R. (2011). A blueprint for blue carbon: Toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO2. En *Frontiers in Ecology and the Environment* (Vol. 9, Número 10, pp. 552-560). John Wiley & Sons, Ltd. https://doi.org/10.1890/110004

Medina-Calderón, J. H., Mancera-Pineda, J. E., Castañeda-Moya, E., & Rivera-Monroy, V. H. (2021). Hydroperiod and Salinity Interactions Control Mangrove Root Dynamics in a Karstic Oceanic Island in the Caribbean Sea (San Andres, Colombia). *Frontiers in Marine Science*, *7*, 598132. https://doi.org/10.3389/FMARS.2020.598132/BIBTEX

Medina-Contreras, D., Arenas-González, F., Cantera-Kintz, J., Sánchez-González, A., & Giraldo, A. (2020). Food web structure and isotopic niche in a fringe macro-tidal mangrove system, Tropical Eastern Pacific. *Hydrobiologia*, *847*(15), 3185-3199. https://doi.org/10.1007/S10750-020-04295-X/FIGURES/3

Medina Contreras, D., Cantera Kintz, J., Sánchez González, A., & Mancera, E. (2018). Food Web Structure and Trophic Relations in a Riverine Mangrove System of the Tropical Eastern Pacific, Central Coast of Colombia. *Estuaries and Coasts*, *41*(5), 1511-1521. https://doi.org/10.1007/s12237-017-0350-y

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

Michigan State University. (2008, julio 1). *Protocol - Particle Size Analysis – Hydrometer Method*. https://lter.kbs.msu.edu/protocols/108

Monika, N., & Yadav, A. (2021). A Holistic Study on Impact of Anthropogenic Activities over the Mangrove Ecosystem and Their Conservation Strategies. En *Coastal research library* (pp. 265-284). https://doi.org/10.1007/978-3-030-84255-0_11

Monsalve, A., Herrera, D., & Bolivar, J. (2015). *Caracterización de la estructura y contenido de carbono de diez parcelas permanentes establecidas en el área de jurisdicción del consejo comunitario La Plata, Bahía Málaga, Valle del Cauca* (p. 58). Centro de investigación en ecosistemas y cambio global. Carbono y Bosques.

Montagut Cifuentes, E. A., & Cabrera Luna, E. E. (1997). Situación de Riesgo En La Ensenada de Tumaco. *Boletín Científico Centro de Control de Contaminación del Pacifico (CERRADO EN 2009)*, *6*, 7-28.

Murdiyarso, D., Donato, D., Kauffman, J. B., Kurnianto, S., Stidham, M., & Kanninen, M. (2009). Carbon storage in mangrove and peatland ecosystems: A preliminary account from plots in Indonesia. *Working paper 48. Bogor Banat, Indonesia: Center for International Forestry Research*, 1-35. www.cifor.cgiar.org

Murdiyarso, D., Purbopuspito, J., Kauffman, J. B., Warren, M. W., Sasmito, S. D., Donato, D. C., Manuri, S., Krisnawati, H., Taberima, S., & Kurnianto, S. (2015). The potential of Indonesian mangrove forests for global climate change mitigation. *Nature Climate Change*, *5*(12), 1089-1092. https://doi.org/10.1038/nclimate2734

Nguyen, H. T., Stanton, D. E., Schmitz, N., Farquhar, G. D., & Ball, M. C. (2015). Growth responses of the mangrove Avicennia marina to salinity: development and function of shoot hydraulic systems require saline conditions. *Annals of Botany*, *115*(3), 397-407. https://doi.org/10.1093/AOB/MCU257

Nixon, S. (1980). Between coastal marshes and coastal waters: a review of 20 years of speculation and research on the role of salt marshes in estuarine productivity and water chemistry. En P. Hamilton & K. MacDonald (Eds.), *Estuarine and Wetland Processes* (pp. 437-525). Plenum Press.

Nóbrega, G. N., Ferreira, T. O., Siqueira Neto, M., Mendonça, E. de S., Romero, R. E., & Otero, X. L. (2019). The importance of blue carbon soil stocks in tropical semiarid mangroves: a case study in Northeastern Brazil. *Environmental Earth Sciences*, *78*(12), 1-10. https://doi.org/10.1007/S12665-019-8368-Z/TABLES/2

Odum, E. P. (1980). The status of three ecosystem level hypotheses regarding salt marshes: tidal subsidy, outwelling and the detritus based food chain. En V. S. Kennedy (Ed.), *Estuarine Perspectives* (pp. 485-496). Academic Press.

Odum, W. E., & Heald, E. . (1972). “Trophic analyses of an estuarine mangrove community”. *Bulletin of Marine Science*, *22*, 671-738.

Odum, W. E., & Heald, E. J. (1975). The detritus-based food web of an estuarine mangrove community. En L. E. Cronin (Ed.), *Estuarine Research* (pp. 265-286). Academic Press.

Odum, W. E., McIvor, C. C., & Smith, T. J. (1982). The ecology of the mangroves of south Florida: A community profile. *Fish and Wildlife Service/ Office of Biological Services*.

Osorio Garcés, C. E. (2018). *Representaciones y Epistemes Locales sobre la naturaleza en el Pacifíco sur de Colombia*. Universidad del Cauca.

Otero, E., Mosquera, L., Silva, G., & Guzmán, J. (2007). *Deltas y Estuarios de Colombia.*

Colección Ecológica del Banco de Occidente. https://www.imeditores.com/banocc/deltas/cap7.htm

Otero, X. L., Méndez, A., Nóbrega, G. N., Ferreira, T. O., Santiso-Taboada, M. J., Meléndez, W., & Macías, F. (2017). High fragility of the soil organic C pools in mangrove forests. *Marine Pollution Bulletin*, *119*(1), 460-464. https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2017.03.074

Ouyang, X., Guo, F., & Lee, S. Y. (2024). Multiple drivers for carbon stocks and fluxes in different types of mangroves. *Science of The Total Environment*, *906*, 167511. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2023.167511

Palacios, M. L., & Cantera, J. R. (2017). Mangrove timber use as an ecosystem service in the Colombian Pacific. *Hydrobiologia*, *803*(1), 345-358. https://doi.org/10.1007/s10750-017-3309-x

Palacios Moreno, M. A., Vargas Polonia, E. L., & De la Pava, M. L. (1990). Determinación del aporte de materia orgánica del manglar en la zona de Bocagrande. *Boletín Científico CCCP*, *1*, 55-72. https://ojs.dimar.mil.co/index.php/CCCP/article/download/297/403

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*, 106299. https://doi.org/10.1016/J.ECSS.2019.106299

Pendleton, L., Donato, D. C., Murray, B. C., Crooks, S., Jenkins, W. A., Sifleet, S., Craft, C., Fourqurean, J. W., Kauffman, J. B., Marbà, N., Megonigal, P., Pidgeon, E., Herr, D., Gordon, D., & Baldera, A. (2012). Estimating Global «Blue Carbon» Emissions from Conversion and Degradation of Vegetated Coastal Ecosystems. *PLoS ONE*, *7*(9), e43542. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0043542

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

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*, *13*(9), 1297. https://doi.org/10.3390/w13091297

Perdomo Trujillo, L. V., Mancera-Pineda, J. E., Medina-Calderon, J. H., Zimmer, M., & Schnetter, M. L. (2021). Massive loss of aboveground biomass and its effect on

sediment organic carbon concentration: Less mangrove, more carbon? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *248*, 106888. https://doi.org/10.1016/J.ECSS.2020.106888

Perea-Ardila, M. A., Oviedo-Barrero, F., & Leal-Villamil, J. (2019). Mangrove forest mapping through remote sensing imagery: Study case for Buenaventura, Colombia. *Revista de Teledeteccion*, *2019*(53), 73-86. https://doi.org/10.4995/raet.2019.11684

Pérez, A., Machado, W., Gutiérrez, D., Borges, A. C., Patchineelam, S. R., & Sanders, C. J. (2018). Carbon accumulation and storage capacity in mangrove sediments three decades after deforestation within a eutrophic bay. *Marine Pollution Bulletin*, *126*, 275-280. https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2017.11.018

Pérez, Alexander, Libardoni, B. G., & Sanders, C. J. (2018). Factors influencing organic carbon accumulation in mangrove ecosystems. *Biology Letters*, *14*(10). https://doi.org/10.1098/RSBL.2018.0237

Pickett, S. T. A., & White, P. S. (Eds.). (1985). *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press.

Poveda, G., & Mesa, O. J. (2000). On the existence of Lloró (the rainiest locality on Earth): Enhanced ocean-land-atmosphere interaction by a low-level jet. *Geophysical Research Letters*, *27*(11), 1675-1678. https://doi.org/10.1029/1999GL006091

Queiroz, L. de S., Rossi, S., Calvet-Mir, L., Ruiz-Mallén, I., García-Betorz, S., Salvà-Prat, J., & Meireles, A. J. de A. (2017). Neglected ecosystem services: Highlighting the socio-cultural perception of mangroves in decision-making processes. *Ecosystem Services*, *26*, 137-145. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.06.013

Ragavan, P., Rahman, A., Sarkar, S., Verma, S., Jeeva, C., Mohan, P. M., & Kumar, S. (2023). Variability in soil organic carbon stock and isotopic signature in tropical island mangrove forests of India. *Regional Environmental Change*, *23*(4), 1-12. https://doi.org/10.1007/S10113-023-02130-2/FIGURES/3

Rahman, M. M., Zimmer, M., Ahmed, I., Donato, D., Kanzaki, M., & Xu, M. (2021). Co-benefits of protecting mangroves for biodiversity conservation and carbon storage. *Nature Communications 2021 12:1*, *12*(1), 1-9. https://doi.org/10.1038/s41467-021-24207-4

Ramanathan, A., Rajkumar, K., Majumdar, J., Singh, G., Behera, P., Santra, S., & Chidambaram, S. (2009). Textural characteristics of the surface sediments of a tropical mangrove Sundarban ecosystem India. *Indian Journal of Marine Sciences*.

Rangel-Ch., J. O. (2011). Ecosistemas del Chocó Biogegráfico: Síntesis final. En J. O. Rangel-Ch. (Ed.), *Colombia Diversidad Biótica IV: El Chocó biogeográfico/Costa Pacífica* (pp. 937-976). Universidad Nacional de Colombia.

Reef, R., Winter, K., Morales, J., Adame, M. F., Reef, D. L., & Lovelock, C. E. (2015). The effect of atmospheric carbon dioxide concentrations on the performance of the mangrove Avicennia germinans over a range of salinities. *Physiologia Plantarum*, *154*(3), 358-368. https://doi.org/10.1111/PPL.12289

Saintilan, N. (1997). Above- and below-ground biomasses of two species of mangrove on the Hawkesbury River estuary, New South Wales. *Marine Freshwater Research*, *48*, 147-152.

Saintilan, N., Rogers, K., Mazumder, D., & Woodroffe, C. (2013). Allochthonous and autochthonous contributions to carbon accumulation and carbon store in southeastern Australian coastal wetlands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *128*, 84-92. https://doi.org/10.1016/J.ECSS.2013.05.010

Saldarriaga, J. G., Duque, A. J., & Álvarez, E. (2011). *Modelos para la estimación de la biomasa y el carbono en diferentes tipos de bosque del choco biogeográfico, Colombia: manglar, guandal y bosques de colina localizados en los Consejos Comunitarios de Bajo Mira y Concosta a partir de los datos colectados e* (p. 22). Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM), Ministerio de Medio Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT), Fundación Natura, Fundación Gordon y Betty Moore – USAID.

Sánchez-Páez, H., Alvarez-León, R., Guevara-Mancera, O., Zamora-Guzmán, A., Rodríguez-Cruz, H., & Bravo-Pazmiño, H. (1997). *Diagnostico y Zonificación preliminar de los manglares del Pacífico de Colombia* (H. Sánchez-Páez & R. Alvarez-Leon (Eds.)). Ministerio del Medio Ambiente. http://www.itto.int/files/user/pdf/publications/PD171 91/pd171-91-p1-1 Rev1(F) s.pdf

Sasmito, S. D., Sillanpää, M., Hayes, M. A., Bachri, S., Saragi-Sasmito, M. F., Sidik, F., Hanggara, B. B., Mofu, W. Y., Rumbiak, V. I., Hendri, Taberima, S., Suhaemi, Nugroho, J. D., Pattiasina, T. F., Widagti, N., Barakalla, Rahajoe, J. S., Hartantri, H., Nikijuluw, V., … Murdiyarso, D. (2020). Mangrove blue carbon stocks and dynamics are controlled by hydrogeomorphic settings and land-use change. *Global Change Biology*, *26*(5), 3028-3039. https://doi.org/10.1111/GCB.15056

Sasmito, S. D., Taillardat, P., Clendenning, J. N., Cameron, C., Friess, D. A., Murdiyarso,

D., & Hutley, L. B. (2019). Effect of land-use and land-cover change on mangrove blue carbon: A systematic review. *Global Change Biology*, *25*(12), 4291-4302. https://doi.org/10.1111/GCB.14774

Schelske, C., & Odum, E. (1961). Mechanisms maintaining high productivity in Georgia estuaries. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute*, 75-80.

SGC- Servicio Geológico Colombiano. (2013). Anexo A susceptibilidad por geología. En *Documento metodológico de la zonificación de susceptibilidad y amenaza relativa por movimientos en masa escala 1:100.000* (Versión 2, p. 12).

Shaltout, K. H., Ahmed, M. T., Alrumman, S. A., Ahmed, D. A., & Eid, E. M. (2020). Evaluation of the carbon sequestration capacity of arid mangroves along nutrient availability and salinity gradients along the Red Sea coastline of Saudi Arabia. *Oceanologia*, *62*(1), 56-69. https://doi.org/10.1016/J.OCEANO.2019.08.002

Sherman, R. E., Fahey, T. J., & Martinez, P. (2003). Spatial Patterns of Biomass and Aboveground Net Primary Productivity in a Mangrove Ecosystem in the Dominican Republic. *Ecosystems*, *6*(4), 384-398.

Simard, M., Fatoyinbo, L., Smetanka, C., Rivera-Monroy, V. H., Castañeda-Moya, E., Thomas, N., & Van der Stocken, T. (2018). Mangrove canopy height globally related to precipitation, temperature and cyclone frequency. *Nature Geoscience 2018 12:1*, *12*(1), 40-45. https://doi.org/10.1038/s41561-018-0279-1

Simpson, L. T., Feller, I. C., & Chapman, S. K. (2013). Effects of competition and nutrient enrichemnt on Avicennia germinans in the salt marsh-mangrove ecotone. *Aquatic Botany*, *104*, 55-59. https://doi.org/10.1016/J.AQUABOT.2012.09.006

Sousa, W. P. (1984). The role of disturbance in natural communities. *Annual review of ecology and systematics*, *15*(1), 353-391.

Steinmetz, Z. (2007). *Particle size estimation using the hydrometer method modified from ASTM D422-63 (2007) and Bouyoucos (1927)*. https://cran.r-project.org/web/packages/envalysis/vignettes/texture.html

Stokes, D. J., & Harris, R. J. (2015). Sediment properties and surface erodibility following a large-scale mangrove (Avicennia marina) removal. *Continental Shelf Research*, *107*, 1-10. https://doi.org/10.1016/J.CSR.2015.07.011

Suman, D. (2007). Development of an integrated coastal management plan for the Gulf of San Miguel and Darien Province, Panama: Lessons from the experience. *Ocean & Coastal Management*, *50*(8), 634-660.

https://doi.org/10.1016/J.OCECOAMAN.2007.03.007

Sweetman, A. K., Middelburg, J. J., Berle, A. M., Bernardino, A. F., Schander, C., Demopoulos, A. W. J., & Smith, C. R. (2010). Impacts of exotic mangrove forests and mangrove deforestation on carbon remineralization and ecosystem functioning in marine sediments. *Biogeosciences*, *7*(7), 2129-2145. https://doi.org/10.5194/BG-7-2129-2010

Tamooh, F., Huxham, M., Karachi, M., Mencuccini, M., Kairo, J. G., & Kirui, B. (2008). Below-ground root yield and distribution in natural and replanted mangrove forests at Gazi bay, Kenya. *Forest Ecology and Management*, *256*(6), 1290-1297. https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2008.06.026

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*, 12-24. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.01.024

Tue, N. T., Thai, N. D., & Nhuan, M. T. (2020). Carbon storage potential of mangrove forests from Northeastern Vietnam. *Regional Studies in Marine Science*, *40*, 101516. https://doi.org/10.1016/J.RSMA.2020.101516

Twilley, R. R., Chen, R. H., & Hargis, T. (1992). Carbon sinks in mangroves and their implications to carbon budget of tropical coastal ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution 1992 64:1*, *64*(1), 265-288. https://doi.org/10.1007/BF00477106

Twilley, Robert 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

Valiela, I., Bowen, J. L., & York, J. K. (2001). Mangrove Forests: One of the World's Threatened Major Tropical Environments. *BioScience*, *51*(10), 807-815. https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0807:MFOOTW]2.0.CO;2

Vanacker, V., & Ortega, R. (2013). Dynamic soil properties in response to anthropogenic disturbance. *EGUGA*. https://ui.adsabs.harvard.edu/abs/2013EGUGA..15..908V/abstract

Walkley, A., & Black, I. A. (1934). An Examination of the Degtjareff Method for Determining Soil Organic Matter, and a Proposed Modification of the Chromic Acid Titration Method. *Soil Science*, *37*(1), 29-38. https://doi.org/10.1097/00010694-193401000-00003

Warner, R., Kaidonis, M., Dun, O., Rogers, K., Shi, Y., Nguyen, T. T. X., & Woodroffe, C. D. (2016). Opportunities and challenges for mangrove carbon sequestration in the Mekong River Delta in Vietnam. *Sustainability Science*, *11*(4), 661-677. https://doi.org/10.1007/s11625-016-0359-3

West, R. C. (1956). Mangrove swamps of the pacific coast of colombia. *Annals of the Association of American Geographers*, *46*(1), 98-121. https://doi.org/10.1111/J.1467-8306.1956.TB01498.X

Wolanski, E., Huan, N. N., Dao, L. T., Nhan, N. H., & Thuy, N. N. (1996). Fine-sediment Dynamics in the Mekong River Estuary, Vietnam. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *43*(5), 565-582. https://doi.org/10.1006/ECSS.1996.0088

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

Wu, J., & Loucks, O. L. (1995). From balance of nature to hierarchical patch dynamics: a paradigm shift in ecology. *The Quarterly review of biology*, *70*(4), 439-466.

Xiong, Y., Liu, X., Guan, W., Liao, B., Chen, Y., Li, M., & Zhong, C. (2017). Fine root functional group based estimates of fine root production and turnover rate in natural mangrove forests. *Plant and Soil*, *413*(1-2), 83-95. https://doi.org/10.1007/S11104-016-3082-Z/FIGURES/7

Yin, L., Zhang, T., Dijkstra, F. A., Huo, C., Wang, P., & Cheng, W. (2021). Priming effect varies with root order: A case of Cunninghamia lanceolata. *Soil Biology and Biochemistry*, *160*, 108354. https://doi.org/10.1016/J.SOILBIO.2021.108354

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), e0126627. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0126627

Zhang, J. P., Shen, C. De, Ren, H., Wang, J., & Han, W. D. (2012). Estimating Change in

Sedimentary Organic Carbon Content During Mangrove Restoration in Southern China Using Carbon Isotopic Measurements. *Pedosphere*, *22*(1), 58-66. https://doi.org/10.1016/S1002-0160(11)60191-4

A. Anexo: Aceptación del artículo científico (Gómez García et al., 2024) y publicación en la sección “fast track” de la revista *Bulletin of Marine Science*.

Para consultar el resumen del artículo puede dirigirse al link: https://doi.org/10.5343/bms.2023.0142

Bulletin of Marine Science

Carbon reserves in deltaic mangroves of the Colombian Pacific across different disturbance degrees

Buy Article:

The full text article is not available for purchase.

The publisher only permits individual articles to be downloaded by subscribers.

Authors: Gómez García, Luisa Fernanda [1]; Quesada Mora, Camilo Andrés [2]; Peña Salamanca, Enrique Javier [2]; Perdomo Trujillo, Laura Victoria [3]; Mancera Pineda, José Ernesto [1];

Source: Bulletin of Marine Science

Publisher: University of Miami - Rosenstiel School of Marine, Atmospheric & Earth Science

DOI: https://doi.org/10.5343/bms.2023.0142

Mangrove forests occupy less than 1% of tropical forest areas, but account for approximately 3% of global tropical forest carbon sequestration and act as a natural atmospheric CO_2 sequestration mechanism, which gives them an important role in climate change mitigation. However, different anthropogenic disturbances continue to negatively impact the structure and function of mangrove ecosystems; therefore, it is important to investigate the effect of specific anthropogenic alterations on the capacity of mangroves to store carbon. The present study aimed to test the hypothesis of a direct relationship between the degree of anthropogenic intervention and the reduction of mangrove carbon stocks. Eight edge forest types with different degrees of anthropogenic intervention and multiple uses were selected. Six 100 m^2 plots were established in each forest to determine its structure and evaluate the concentration of sedimentary organic carbon and biomass. The anthropogenic disturbance index (ADI) was used to quantify the degree of specific disturbances in the studied forests. The results supported the proposed hypothesis, showing that the mangroves with the highest anthropogenic disturbance measured through the ADI registered the lowest values in blue carbon. However, it is evident that in addition to anthropogenic disturbances, impacts such as coastal erosion pose a very important threat to some of these forests. Estimated organic carbon losses in the study area were between 8.4% and 49.3%, corresponding to 158 and 929 Mg CO_2 eq ha^{-1}, respectively.

B. Anexo: Participación con ponencia oral en el XIX Seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar – SENALMAR 2022.

50 años SENALMAR
XIX Seminario Nacional
de Ciencias y Tecnologías del Mar

2021 2030 Decenio de las Naciones Unidas de las Ciencias Oceánicas para el Desarrollo Sostenible

El Comité Coordinador General del
Seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar, SENALMAR
Certifica que

LUISA FERNANDA GOMEZ GARCIA
1032473518

participó como Ponente con la conferencia

CONTENIDO DE CARBONO ORGÁNICO EN MANGLARES CON DIFERENTES GRADOS DE INTERVENCIÓN ANTRÓPICA DE LA COSTA DEL PACÍFICO COLOMBIANO

en el XIX Seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar, SENALMAR 2022
en la Universidad de Cartagena y el Museo Naval del Caribe, Cartagena de Indias, Colombia.
Durante los días 25, 26, 27 y 28 de Octubre de 2022.

Capitán de Navío Juan Camilo Forero Hauzeur
Presidente Comité Coordinador General SENALMAR

C. Anexo: Participación en ponencia

Anexo: Participación en ponencia oral en el Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar – COLACMAR 2022.

Certificado de Participación

La Asociación Latinoamericana De Ciencias Del Mar y la Estación Científica Coiba AIP
confieren especial reconocimiento a:

LUISA FERNANDA GÓMEZ GARCÍA

Como ponente durante las comunicaciones orales en el
XIX Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar, Panamá
del 19 al 23 de septiembre de 2022

Dr. Edgardo Díaz Ferguson
Presidente del Congreso
COLACMAR 2022

COIBA AIP

Dr. Federico Ignacio Isla
Presidente de ALICMAR

ALICMAR

D. Anexo: Participación con poster en el Mangrove Macrobenthos and Management conference - MMM6 2023.

Cartagena Colombia
July | 24-28 | 2023

Mangrove Ecosystems for Human Well-being in a Changing Planet

PROOF OF ATTENDANCE

This is to certify that

Luisa Fernanda Gómez García

Universidad Nacional de Colombia

participated as presenting author in the
6th Mangrove, Macrobenthos, and Management Conference MMM6

Held at
Cartagena de Indias – Colombia
July 24 to 28, 2023

José Ernesto Mancera-Pineda
Conference Chair

Juan Felipe Blanco-Libreros
Scientific Committee Chair

www.mmm6.co | info@mmm6.co

RED COLOMBIANA DE ESTUARIOS Y MANGLARES

CEMarin

E. Anexo: Presentación sobre carbono azul a la comunidad de “La Plata” en Bahía Málaga – 2022.

INVESTIGACIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DERIVADOS DE BOSQUES DE MANGLAR EN EL PACÍFICO COLOMBIANO: VALLE DEL CAUCA, NARIÑO, CAUCA, CHOCÓ

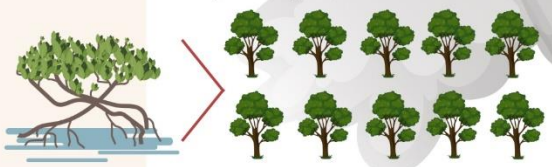
Hablemos de Carbono Azul

¿Qué es?

La atmosfera está compuesta por diferentes gases como el dióxido de carbono (CO_2), algunas actividades humanas aumentan este gas afectando el clima de nuestro planeta. Cuando nuestros océanos y ecosistemas costeros, como los manglares, secuestran ese carbono atmosférico, ayudan a reducir su impacto. El carbono (C) capturado por estos ecosistemas se conoce como carbono azul.

¿Quién ayuda más con el carbono?

Todos los bosques son capaces de secuestrar y almacenar carbono, pero los manglares son capaces de almacenar C diez veces más que cualquier selva terrestre.



Ganamos cuidando

Existe algo llamado créditos de carbono, y se crean y dan por la conservación de ecosistemas que secuestran y almacenan carbono.

1 Tonelada

De carbono almacenado

≈

USD$12-20

dólares

Aproximadamente

CO$53.000-90.000

pesos colombianos

(Tasa de conversión al 2 de sept de 2022)

¿Cómo se mueve el carbono en el ecosistema?

Pueden secuestrar y almacenar carbono durante milenios. El carbono es capturado por la fotosíntesis.

Liberan carbono a través de la respiración y la descomposición...

...Pero, también por la deforestación:

1 hectárea

afectada implica perdidas por más de

USD$270

mil millones.

La deforestación y la conversión de los manglares libera CO_2 a la atmosfera, lo que puede acelerar los efectos del cambio climático.

¿Cuánto carbono hay en La Plata?

Pues **¡DEMASIADO!**, solamente en El Morro y Naidizal hay en promedio

2.834

toneladas por hectárea

El Morro

Contenido de carbono (Ton ha^{-1})

	91,257
	38,620
	1,600,982
Total =	1.730,859

Naidizal

Contenido de carbono (Ton ha^{-1})

	11,838
	7,107
	1,084,219
Total =	1.103,164

¡DEBEMOS CONSERVARLOS!

Autor: Luisa Fernanda Gómez García. Ingeniera Ambiental. Estudiante de maestría en ciencias—Biología, línea de investigación en ecología de ecosistemas marinos y costeros. UNAL.

Referencias: Alongi, D. M. (2012). Carbon sequestration in mangrove forests. *Carbon Management*, *3*(3), 313–322. https://doi.org/10.4155/cmt.12.20

Carbon Credits. *The Importance of Blue Carbon Credits*. Carbon Credits.com. Recuperado 2 de septiembre de 2022, de https://carboncredits.com/the-importance-of-blue-carbon-credits/

Data Mares. *¿Qué es el carbono azul?* [Infografía]. Data Mares.org

Greenbiz (2018). *Example Apple Conservation International develops mangrove carbon credit*. GreenBiz. Recuperado 2 de septiembre de 2022, de https://www.greenbiz.com/article/apple-conservation-international-introduce-mangrove-carbon-credit

Zeng, Y., Friess, D. A., Sarira, T. V., Siman, K., & Koh, L. P. (2021). Global potential and limits of mangrove blue carbon for climate change mitigation. *Current Biology*, *31*(8), 1737–1743.e3. https://doi.org/10.1016/j.cub.2021.01.070

SGR Sistema General de Regalías
Gobernación de Nariño
GOBERNACIÓN DEL CAUCA
UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA
Universidad del Valle
C.C. BAHÍA MALAGA
MANGLAR