



Caracterización de un fragmento de bosque de manglar en la ensenada de La Coloma, Pinar del Río

Yandry Jesús Muñoz^{1,*} , Iluminada de la Caridad Milián² , Greicy de la Caridad Rodríguez² , Lorena González² , Richard Blanco² , Noel Caraballo³ , Roberto Placeres³

(1) Delegación Territorial del Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente en Pinar del Río. Subdelegación de Medio Ambiente. Departamento de Recursos Naturales, ecosistemas priorizados y cambio climático. Calle Colón 106 entre Antonio Maceo y Virtudes, 20100 Pinar del Río, Cuba.

(2) Universidad de Pinar del Río "Hermanos Saiz Montes de Oca". Facultad de Ciencias Forestales y Agropecuarias. Calle José Martí, No 300, Barrio Segundo Sur, el Noviembre y González Alcorta, 20100 Pinar del Río, Cuba.

(3) Unidad Empresarial de Base Flora y Fauna "Parque Nacional Cayos de San Felipe", La Coloma, 20100 Pinar del Río, Cuba.

* Autor de correspondencia: Y. Muñoz [yandry.labrador@gmail.com]

> Recibido el 19 de junio de 2023 - Aceptado el 22 de agosto de 2023

Como citar: Muñoz, Y.J., Milián, I. de la C., Rodríguez, G. de la C., González, L., Blanco, R., Caraballo, N., Placeres, R. 2023. Caracterización de un fragmento de bosque de manglar en la ensenada de La Coloma, Pinar del Río. *Ecosistemas* 32(3): 22595. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2595>

Caracterización de un fragmento de bosque de manglar en la ensenada de La Coloma, Pinar del Río

Resumen: El objetivo de esta investigación ha sido caracterizar el estado biofísico y espaciotemporal de un fragmento de bosque de manglar en la ensenada de La Coloma Pinar del Río, antes y después del paso del huracán Ian. Se calcularon 484 ha con el empleo de imágenes Sentinel 2A y fueron seleccionadas 15 parcelas cuadradas de 10x10 m mediante el método del promedio corrido de forma aleatoria. Se identificó las cuatro especies reportadas para Cuba, los valores promedios de diámetro (4.84 cm), altura (4.09 m), altura del fuste (2.20 m), altura follaje (1.56 m), área de copa (310 m²/ha), volumen de copa (780 m³/ha), densidad y altura de neumatóforos (556/m² y 8-18 cm), área basal (10.21 m²/ha), árboles vivos (8.90 m²/ha), muertos (1.75 m²/ha) y total de árboles (4347 arb/ha). *Avicennia* fue la especie de mayor densidad, frecuencia absoluta y frecuencia relativa (0.54 arb/m², 0.37 y 37 %), reportó el mayor volumen (22.28 m³/ha) seguida de *Rhizophora* (10.32 m³/ha). El (61 %) de los individuos se encontraban inclinados, muertos (15 %) y partidos (24 %). Las plagas y enfermedades registradas fueron las termitas y los canchros. El índice de vegetación de diferencia normalizado antes y después del paso del huracán Ian demostró afectaciones severas al 100% del manglar. Resultó que las variables más afectadas fueron el área y volumen de copa, área basal, número de individuos muertos, partidos e inclinados, regeneración natural, la salinidad del suelo y lagunas interiores así como el grado conservación del ecosistema.

Palabras clave: estudio biofísico; estudio espaciotemporal; huracán; índice de vegetación; manglar

Characterization of a fragment of mangrove forest in the cove of La Coloma, Pinar del Río

Abstract: The objective of this research has been to characterize the biophysical and spatiotemporal state of a fragment of mangrove forest in the cove of La Coloma Pinar del Río, before and after the passage of Hurricane Ian. 484 ha were calculated using Sentinel 2A images and 15 10x10 m square plots were selected using the randomly run average method. The four species reported for Cuba were identified, the average values of diameter (4.84 cm), height (4.09 m), stem height (2.20 m), foliage height (1.56 m), crown area (310 m²/ha), crown volume (780 m³/ha), density and height of pneumatophores (556/m² and 8-18 cm), basal area (10.21 m²/ha), live trees (8.90 m²/ha), dead trees (1.75 m²/ha) and total trees (4347 arb/ha). *Avicennia* was the species with the highest density, absolute frequency and relative frequency (0.54 arb/m², 0.37 and 37 %), reported the highest volume (22.28 m³/ha) followed by *Rhizophora* (10.32 m³/ha). (61%) of the individuals were leaning, dead (15%) and broken (24%). The pests and diseases recorded were termites and cankers. The normalized difference vegetation index before and after the passage of Hurricane Ian showed severe damage to 100% of the mangroves. It turned out that the most affected variables were crown area and volume, basal area, number of dead, broken and leaning individuals, natural regeneration, soil salinity and interior lagoons, as well as the degree of ecosystem conservation.

Keywords: biophysical study; spatiotemporal study; hurricane; vegetation index; mangrove

Introducción

Los manglares son árboles que poseen características morfológicas y fisiológicas especiales para sobrevivir en el ambiente extremo que se forma en el límite entre la tierra y el mar, cumpliendo una importante función como primera línea de barrera contra las mareas. Constituyen un ecosistema ubicado en los trópicos, y subtrópicos del planeta, el cual está compuesto por apro-

ximadamente 70 especies agrupadas en 16 familias alrededor del mundo, existiendo aproximadamente 13 776,000 ha de manglar (Ortiz et al. 2018).

Los impactos del cambio climático no ocurren de una forma aislada. Cuba no ha estado ajena a tal fenómeno (Chang 2013 y Planos 2014, en González 2018). Su afectación principal ha sido por riesgos climáticos, sobre todo ocurrencias de huracanes y tormentas, las que han destruido zonas extensas de manglares por las intensas cargas

de sedimentos que han provocado mortalidad masiva, así como inundaciones severas con permanencia hasta provocar la anoxia (González 2018).

El incremento en la frecuencia e intensidad de tormentas tropicales, combinado con el ascenso del nivel del mar, altera los patrones de sedimentación, erosión y subsidencia, con lo cual el umbral de resiliencia es sometido a estrés adicional de los manglares (Bacon 1994; Snedaker 1995; Kjerfve y Macintosh 1997; McKee 2004; McKee et al. 2007; McKee y Rooth 2008; Alongi 2008; Gilman et al. 2008; Day et al. 2008; 2012; 2013; Yáñez et al. 2010; Mitra 2013a, 2013b, en Yáñez et al. 2014).

Los huracanes suelen producir cambios generalizados en el entorno físico del bosque, alteración de la estructura y composición de la vegetación, sucesión y alteraciones en el ciclo de los nutrientes (Castañeda et al. 2010). Los ciclones tropicales pueden causar graves daños a los manglares, lo que limita aún más su capacidad de prestar servicios ecosistémicos (Uriarte et al. 2019).

Los efectos de los huracanes sobre los manglares han sido estudiados en la región de Sudamérica, Centroamérica y otros países del mundo. Resaltan los estudios sobre los impactos del huracán Rosa sobre los bosques de manglar de la costa norte de Nayarit, México (Tovilla y Orihuela 2004); en Ciénaga de La Virgen en Cartagena de Indias (Colombia) en el año 1998 tras el paso de Mitch (Lavell 2005); Katrina en las costas del Golfo de México de los Estados Unidos en 2005 (Costanza et al. 2006; Day et al. 2007); la adaptación ante estos disturbios ha sido evaluada en Puerto Morelos en Quintana Roo, México (Carillo et al. 2008); en Islas de San Martín (Caribe) tras el paso de Irma (Walcker et al. 2019); por su parte, Taillie et al. (2020) estudiaron la temporada de mega huracanes del Atlántico en manglares del Caribe y el Golfo de México en el año 2017. En Cuba los efectos provocados por los huracanes han sido estudiados por Rodríguez (2003) y Milán (2003) tras el paso de los huracanes Isidore y Lili en manglares al sur de Pinar del Río basándose solo en evaluaciones de campo; Cruz et al. (2013) hacen una valoración del papel del ecosistema de manglar como franja protectora tras el paso de Sandy en Santiago de Cuba; Hernández et al. (2022) estudian los efectos de Irma sobre los manglares tras su paso por la cayería norte de la provincia de Villa Clara y Muñoz et al. (2021) evalúan el grado de afectación de cuatro huracanes sobre la vegetación de la península de Guanahacabibes en Pinar del Río.

La isla de Cuba tiene la característica de ser alargada y estrecha con dos vertientes (Norte y Sur). Krauss y Osland (2020) refieren que su posición central en el Caribe la ubican en el corredor principal de los eventos hidrometeorológicos tormenta y huracanes. La misma es influenciada directamente por los fenómenos del Niño y la Niña los que modifican las variables climáticas para el área que inciden directamente sobre los bosques de manglares (Bolívar et al. 2020). A tales efectos, los manglares de Cuba a diferencia de los de otras regiones son de manera general de porte medio a bajo llegando a ser hasta achaparrados en varias zonas, degradados en su mayoría y formando franjas estrechas a lo largo de las costas del archipiélago cubano (Menéndez 2013).

El pasado 27 de septiembre de 2022 afectó los manglares al sur del municipio Pinar del Río el huracán Ian con vientos máximos sostenidos de 205 km/h en el límite superior de la categoría 3 haciendo entrada por un punto entre las inmediaciones de la ensenada de Guamá, entre la localidad de “Las Salinas” (municipio de San Luis) y “La Coloma” (municipio de Pinar del Río) se califica como uno de los más devastadores en la cronología comprobada para el territorio Centro Meteorológico de Pinar del Río.

El objetivo de la investigación fue caracterizar su estado biofísico y espaciotemporal tras el paso del huracán Ian de un fragmento de bosque de manglar en La Coloma, de tal forma que se pudiera demostrar la hipótesis de que el paso del huracán Ian ha transformado de forma significativa la estructura, composición, condiciones de crecimiento y estado de salud de este fragmento de bosque de manglar.

Materiales y métodos

Fuentes de datos consultadas para la caracterización del manglar antes del arribo del huracán Ian

Las variables estructurales obtenidas antes del paso de Ian no son resultados directos de los métodos empleados en esta investigación; sino que provienen de investigaciones precedentes realizadas en zona de manglar adyacente, pues la tratada en el trabajo no tiene estudios preliminares, siendo empleadas en la discusión. Para ello se consultaron como fuentes de datos, revistas científicas y tesis doctorales publicadas, sobre manglares al sur de Pinar del Río.

Ubicación del área de estudio

El fragmento de bosque de manglar objeto de estudio se encuentra ubicado en la porción sur de la provincia de Pinar del Río en el municipio Pinar del Río, consejo popular La Coloma (Fig. 1).

Metodología

El trabajo se dividió en tres etapas, trabajo previo de gabinete, campo y procesamiento de datos (Guzmán y Menéndez 2013) (Fig. 2).

Etap 1: Caracterización del área; así como la selección y tratamiento de las imágenes Sentinel 2 A de 12 de junio y 2 B de 5 de octubre en el Software Qgis V-3.23 empleando el plugin “Clasificación Semiautomática”.

Etap 2: Delimitación del área de estudio a partir de la combinación de las bandas de Sentinel 2 A (BO4, BO3, BO2) color natural y (BO8, BO4 y BO3) falso color, las que permitieron la identificación del manglar (Perea-Ardila et al. 2021) (Figs. 3 A y B). Se aplicó el método de muestreo Promedio Corrido (BOLFOR 2000) para el levantamiento de un total de 15 parcelas de 100 m² (Fig. 1) distribuidas de forma aleatoria para los diámetros promedios (McRoberts et al. 2006, en Rodríguez et al. 2018).

Etap 3: Procesamiento y análisis de datos de campo y espaciales.

Variables declaradas en Guzmán y Menéndez (2013) y Rodríguez et al. (2018):

Estructurales muestreadas

Se midieron todos los diámetros en cada parcela con una forcípula en (cm) a 1.30 m, altura total en (m) estimada a simple vista tomando como referencia una vara de 2 m que se situó en la base de cada individuo, altura total del fuste en (m) estimada a simple vista, altura total de la raíz medida con una cinta métrica para *Rhizophora mangle* (L.) (m), altura total del follaje en (m) estimada a partir de la diferencia entre la altura total del árbol y la altura del fuste, altura de neumatóforos en (cm) para *Avicenia germinans* (L.) medida con una regla graduada en (cm); así como la cantidad de especies e individuos en cada parcela a partir del conteo visual calculándose la densidad, frecuencia, frecuencia relativa y absoluta (Rodríguez et al. 2018) donde:

$$\text{Densidad} = \frac{\text{Número de individuos de una especie}}{\text{Número de individuos de una especie}}$$

$$\text{Frecuencia} = \frac{\text{Número de um en las que se presenta la especie}}{\text{Número total de um}}$$

Dónde: um = Unidades muestreadas

La frecuencia absoluta se calcula a partir del número de árboles por unidad de área.

$$\text{Frecuencia relativa} = \frac{\text{Frecuencia absoluta por especie}}{\text{Frecuencia absoluta de todas las especies}} \times 100$$

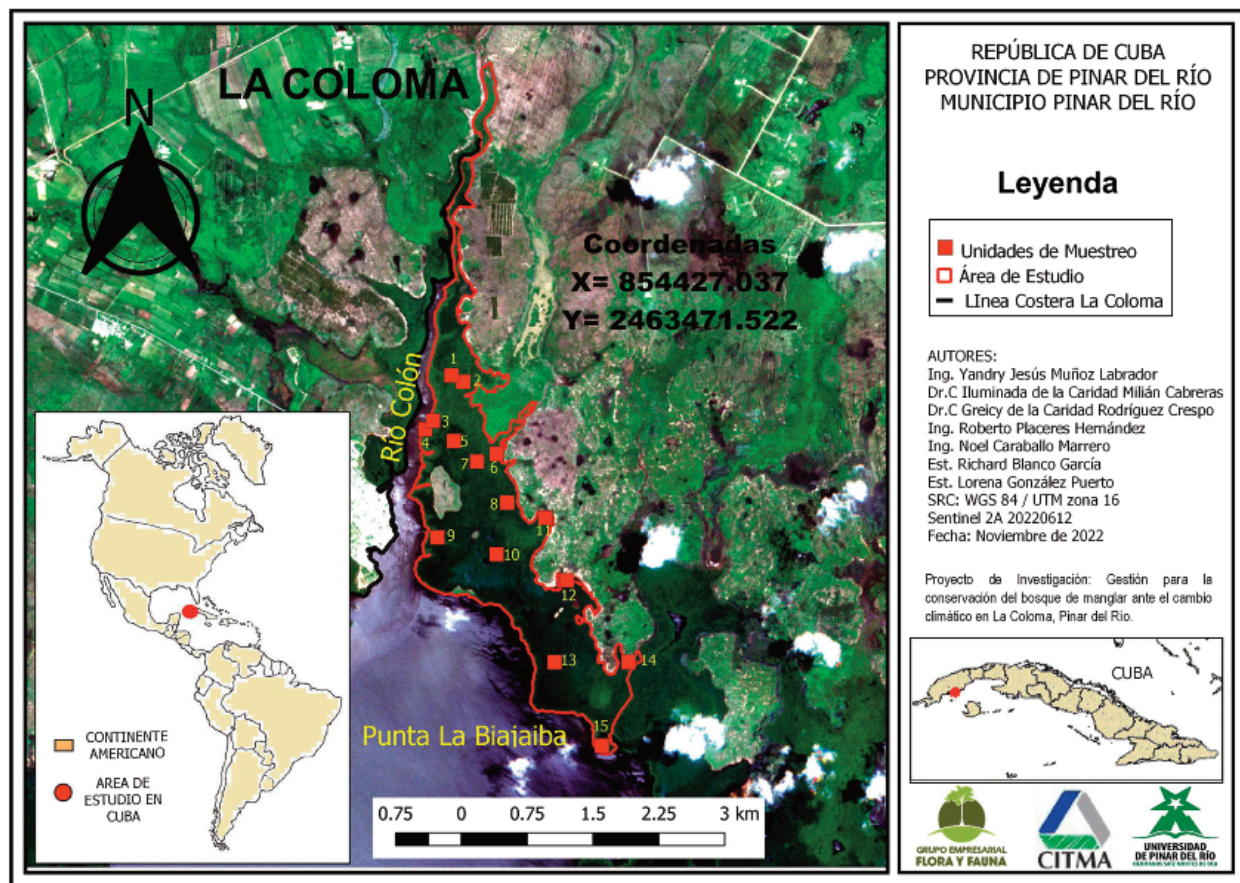


Figura 1. Mapa que muestra el fragmento de manglar objeto de estudio (área y puntos de muestreo).

Figure 1. Map showing the mangrove fragment under study (area and sampling points).

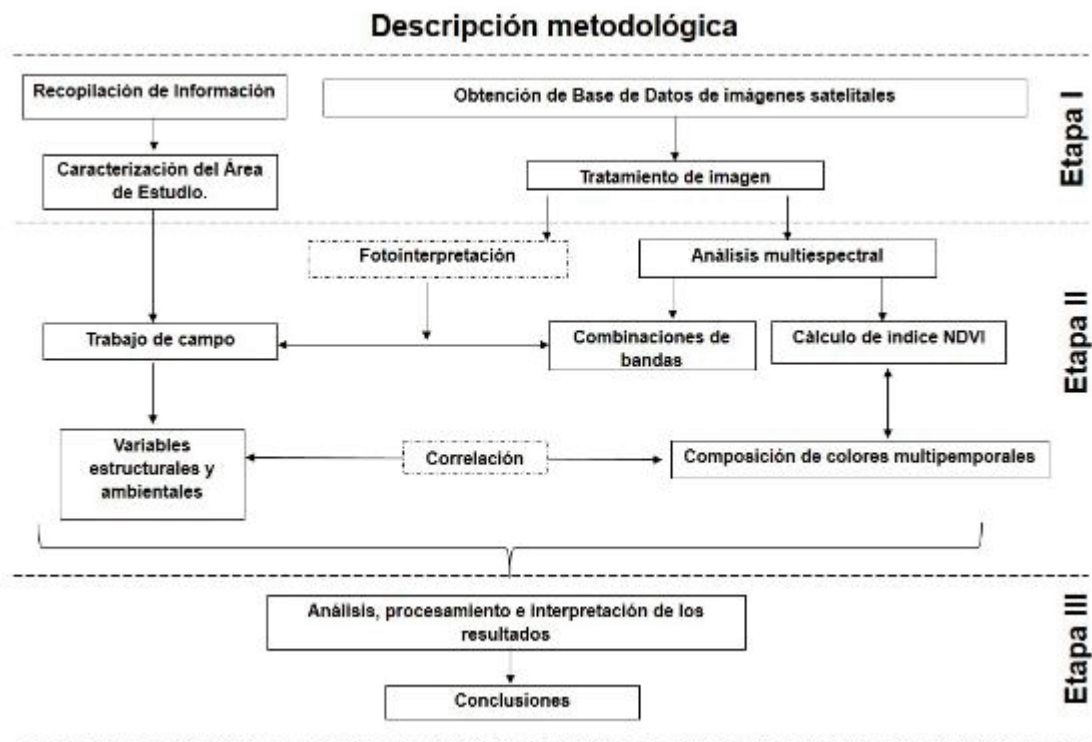


Figura 2. Metodología.

Figure 2. Methodology.

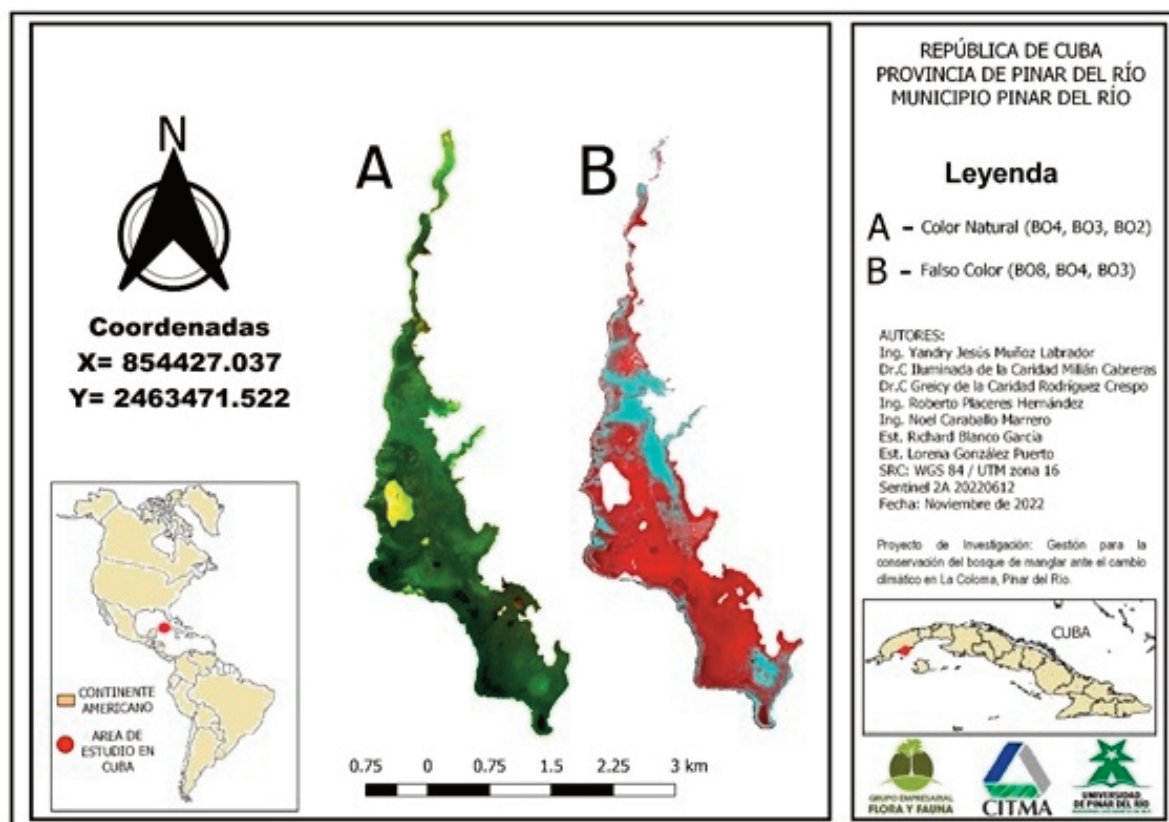


Figura 3. Fragmento de bosque de manglar, combinación de bandas color natural A (BO4, BO3, BO2), y falso color B (BO8, BO4, BO3) Sentinel 2 A y B.
Figure 3. Fragment of mangrove forest, combination of bands natural color A (BO4, BO3, BO2), and false color B (BO8, BO4, BO3) Sentinel 2 A y B.

Estructurales estimadas

Área de copa en (m²/ha) y en porcentaje, volumen de copa en (m³/ha), densidad de los neumatóforos para lo cual en cada parcela donde hubiese la especie *Avicenia germinans* (L.). Se procedió a levantar una parcela de 1m² donde se contaron todos los neumatóforos a partir de su incisión, área basal total, por especie, árboles vivos, árboles muertos, dominancia y volumen en (m³/ha) como indicador de productividad.

Área y volumen de copa (Rodríguez et al. 2018):

$$DC = \frac{W_1 + W_2}{2}$$

Dónde: DC = diámetro de copa, W 1 = longitud máxima de la copa cruzando por el centro en m y W 2 = ancho de la copa, perpendicular a W 1 en m.

$$AC = \pi/4(Dc)^2$$

Dónde: AC = área de copa en m², $\pi = 3.1416$, Dc = diámetro de copa en m.

$$VC = AC \cdot PC$$

Dónde: VC = volumen de copa en m³, AC = área de copa en m², PC = profundidad de copa en m.

Área basal y dominancia (Rodríguez et al. 2018):

$$AB = \frac{\pi}{4} \left(\left(\frac{D \cdot 1.30}{100} \right)^2 \right)$$

Dónde: AB = área basal en m², $\pi = 3.1416$, D 1.30 = diámetro a 1.30 m en cm.

$$Dominancia = \frac{AB \text{ de una especie}}{AB \text{ todas las especies}}$$

Dónde: AB = área basal.

A partir de esta última ecuación fue posible obtener la dominancia relativa en porcentaje multiplicando el resultado por 100.

Volumen (BOLFOR et al. 2000):

$$Volumen = AB \cdot h$$

Dónde: AB = Área basal del árbol, h = Altura total del árbol.

Indicadoras de procesos ecológicos

Se contabiliza a partir de la observación directa en cada parcela el número de individuos muertos, partidos e inclinados, empleados estos como indicador de tensión bajo el efecto de los vientos de huracanes y tormentas tropicales (Rodríguez et al. 2018).

Hidrológicas y de sedimentos

Tipos de inundación permanente o temporal/estacional e hidroperíodo y propiedades organolépticas de los suelos sobre los que se desarrolla el bosque de mangle (textura y contenido de materia orgánica) a partir de la observación.

Para determinar la textura del suelo se emplea el triángulo textural descrito por (Cairo y Fundora 2005) basado en los porcentajes de Arena: menos del 52 %, Limo: 28-50 % y contenido de Arcilla (7-27 %) fundamentado en que los elementos minerales del suelo se clasifican internacionalmente y los estudios de clasificación de suelos de Cuba en Hernández et al. 2016.

Regeneración natural

Se procedió a identificar el brote en cada unidad de muestreo y evaluarla cualitativamente en las categorías de muy abundante, abundante, medianamente abundante, poco abundante, escasa o nula. Teniendo en cuenta las plántulas cuyos tallos fuesen menores de 2.5 cm de diámetro y la altura menor de 3 m. El estado de la regeneración brinda una idea de la distribución de las semillas y propágulos debido a la elevación y penetración del mar; así como de la salinidad (Guzmán y Menéndez 2013).

Plagas y enfermedades

Mediante la observación en cada unidad de muestreo asumiendo el criterio de muy abundante; abundante; medianamente abundante, poco abundante, escasa y/o nula (Guzmán y Menéndez 2013).

Índice de Vegetación de Diferencia Normalizado

Estudio espaciotemporal (García y Otto 2015; Pineda y Suárez 2019) a partir de los análisis del NDVI (Sánchez et al. 2016; Pinheiro et al. 2019; Cruz et al. 2020; Denis et al. 2020; Lastovicka 2020; Muñoz et al. 2021) se utilizaron las imágenes satelitales Sentinel 2 A 12 de junio de 2022 y 2 B de 5 de octubre de 2022 proporcionadas por la Agencia Espacial Europea. Los valores de los índices de vegetación obtenidos fueron agrupados en cinco clases donde a cada una de ellas se le asignó un color diferente de modo tal, que se pudieran observar los cambios ocurridos.

$$EI\ NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED}$$

Dónde: NDVI= Índice de Vegetación de Diferencia Normalizado, NIR= Reflectividad del píxel de la banda del infrarrojo cercano y RED= Reflectividad del píxel de la banda del rojo.

Las variables que se pudieron medir antes y después del paso del huracán Ian fueron: estructurales muestreadas (diámetro a 1.30 m, altura total, número de especies e individuos por unidad de muestreo y densidad), variables estructurales estimadas (área basal total y volumen), índice de Vegetación de Diferencia Normalizada. No obstante, no descartó el levantamiento de otras que servirán de línea base en estudios posteriores de monitoreo que se emprenderán por el Proyecto de Colaboración Internacional "Mi Costa" financiado por el Fondo Verde del Clima.

Resultados

Se pudo identificar el área ocupada por el fragmento de mangle. La superficie de estudio poseía una extensión máxima de unos 7.9 km con ancho variable, un área total 510 ha, ocupadas por mangle 484 ha, otra vegetación 21 ha y cuerpos de agua 5 ha.

Variables estructurales muestreadas

Se identificaron las cuatro especies de mangle reportadas para Cuba. La especie con mayores diámetros es *Avicennia germinans* (L.) seguida de (*Rhizophora mangle* (L.) y con menor diámetro *Conocarpus erectus* (L.). La especie con mayores valores de altura es *Avicennia germinans* (L.) seguida de *Laguncularia racemosa* (L.) y la de menor altura *Conocarpus erectus* (L.) (Tabla 1).

La altura promedio total del fuste es de 2.20 m siendo *Laguncularia racemosa* (L.) la que presenta mayores valores. El área copa promedio es de 310 m²/ha con un 31 % de cobertura y volumen de copa de 780 m³/ha. La densidad promedio de los neumatóforos es de 556/m² y la altura promedio se encuentra en el rango de los 8-18 cm.

Variables estructurales estimadas

El área basal total es de 10.21 m²/ha, *Avicennia germinans* (L.) posee los mayores valores de área basal con 5.06 m²/ha seguida de *Rhizophora mangle* (L.) con 2.65 m²/ha. Las especies con mayores dominancias relativas son *Avicennia germinans* (L.) (46 %) y *Rhizophora mangle* (L.) (28 %) (Tabla 2).

Se contabilizaron un total de 652 árboles, siendo *Avicennia germinans* (L.) con 354 individuos la de mayor presencia seguida de *Rhizophora mangle* (L.) con 158. *Avicennia germinans* (L.) es la de mayor densidad con 0.54/m², seguida de *Rhizophora mangle* (L.)

con 0.24/m². *Avicennia germinans* (L.) presenta el mayor valor de frecuencia relativa con un 37 % siendo *Conocarpus erectus* (L.) con un 15 % la de menor frecuencia. El ancho promedio del bosque oscila entre los 500 a 800 m (Tabla 3).

El volumen total es de 23.11 m³/ha. *Avicennia germinans* (L.) reportó los volumen más elevado con 10.80 m³/ha continuada de *Laguncularia racemosa* (L.) con 7.27 m³/ha siendo *Conocarpus erectus* (L.) la de menor valor con 0.6 m³/ha.

Variables indicadoras de procesos ecológicos

Se reportaron un total de 351 árboles afectados lo que representa el 54 % de los individuos registrados, 54 árboles muertos (4 Arb/parcela) que representan el 8 % con un área basal de 1.75 m²/ha, partidos 84 que representan el 13 % e inclinados 213 que representan el 33 % del total.

Variables hidrológicas y de sedimentos

La hidrodinámica se vio marcada fundamentalmente a la microtopografía de esta zona que es muy baja lo que trajo como consecuencia inundaciones producto de la penetración del mar, se acumuló agua salada por tiempo prolongado ocasionando la salinidad del suelo y lagunas interiores en el 100 % del área. Se evidenció la existencia de áreas con inundaciones permanentes y temporales condicionadas por el accionar de las mareas y el hidropérido. El sustrato se caracterizó por ser del tipo arcilloso y turboso y con altos contenidos de materia orgánica. No se observaron cambios en el hidropérido.

La severidad del daño causado por el huracán Ian tras su paso, el derribo, desfoliación, partidura de ramas de árboles, la alta concentración de sales sobre suelo desnudo, la deposición de la talacia producto de los vientos huracanados y de la fuerte penetración del mar hacia tierra firme se muestran en las Figuras 4 A, B, C y D.

Regeneración natural

La regeneración califica para toda el área de escasa hasta un 10 %, esto se debe a las altas concentraciones de sales provocada por la penetración del mar y deposición de sedimentos, la misma se comporta en varias zonas de forma anómala, aspecto que suele suceder por la intensa y elevada penetración del mar tras el paso del huracán que provocó la distribución de las semillas y propágulos. Muestra de ello, lo constituye el hecho de que en lugares donde no debiese estar presente la regeneración de *Rizophora* lo esté (Fig. 5).

Presencia de plagas y enfermedades

La presencia de plagas y enfermedades es abundante, siendo afectado por las termitas y canchros (cánceres), fundamentalmente *Avicennia germinans* (L.), *Rhizophora mangle* (L.) y *Laguncularia racemosa* (L.) (Fig. 6).

Índice de vegetación de diferencia normalizada

La vegetación antes del paso del fenómeno se encontraba con muy buenos valores de reflectancia lo que se asume como una salud aceptable y una buena cobertura del arbolado, tal es así que el valor menor alcanzado por la vegetación se encuentra en 0.5 um calificando de aceptable con un valor óptimo de 0.9 um representando las zonas donde es más óptimo el vigor de la vegetación, infiriendo que la robustez buena; no siendo así cuando se analiza el bosque después del paso del huracán donde el valor más alto alcanzado por la vegetación apenas consigue llegar a 0.3 um (Figs. 7A y B).

El cálculo realizado sobre el área en (ha) y de acuerdo con las cinco clases establecidas a raíz del cálculo del NDVI, demuestra que la afectación fue de un 100 % (Tabla 4).

Tabla 1. Variables estructurales muestreadas.**Table 1.** Structural variables sampled.

Sp	Dp (cm)	Atp (m)	Atp _r (m)	Atp _f (m)	Atp _{fo} (m)	AC (m ² /ha)	AC (%)	VC (m ³ /ha)	Dn (dn/m ²)	An (cm)
RM	5.17	4.26	0.88	1.68	1.72	310	31	780		
AG	4.55	4.04		2.13	1.57				556	8-18
LR	5.93	4.99		3.32	1.63					
CE	3.70	3.08		1.67	1.30					
P	4.84	4.09	0.88	2.20	1.56					

Leyendas: Sp= Especie, RM=*Rhizophora mangle* (L.), AG= *Avicennia germinans* (L.), LR= *Laguncularia racemosa* (L.), CE= *Conocarpus erectus* (L.), P=Promedio, Dp (cm) = Diámetro promedio en centímetros), Atp (m) = Altura total promedio en metros), Atp_r (m) = Altura total promedio de la raíz en metros, Atp_f (m)= Altura total promedio del fuste en metros, Atp_{fo}= Altura total promedio del follaje en metros, AC= Área de Copa en metros cuadrados por hectárea y en por ciento, VC Volumen de copa en metros cúbicos por hectárea, Dn=Densidad de neumatóforos en números por metros cuadrados y An= Altura de neumatóforos.

Tabla 2. Variables estructurales estimadas.**Table 2.** Estimated structural variables.

Variable	/Ha
Área basal total (m ²)	10.21
Área basal por especie arbórea (RM) (m ²)	2.65
Área basal por especie arbórea (AG) (m ²)	5.06
Área basal por especie arbórea (LR) (m ²)	2.19
Área basal por especie arbórea (CE) (m ²)	0.36
Área basal de árboles vivos (m ²)	8.90
Área basal de árboles muertos (m ²)	1.75
Dominancia absoluta (RM)	27.95
Dominancia relativa (RM) (%)	28
Dominancia absoluta (AG)	43.82
Dominancia relativa (AG) (%)	46
Dominancia absoluta (LR)	22.17
Dominancia relativa (LR) (%)	22
Dominancia absoluta (CE)	3.65
Dominancia relativa (CE) (%)	4

Leyendas: RM= *Rhizophora mangle* (L.), AG= *Avicennia germinans* (L.), LR=*Laguncularia racemosa* (L.), CE= *Conocarpus erectus* (L.).

Tabla 3. Densidades por especies.**Table 3.** Densities by species.

SP	D (/m ²)	DR %	Arb/um	Arb/Ha	FA	FR %
RM	0.24	24	158	1 053	0.27	27
AG	0.54	54	354	2 360	0.37	37
LR	0.15	15	95	633	0.21	21
CE	0.07	7	45	300	0.15	15
T	1	100	652	4 347	1	100

Leyendas: SP=Especie, RM=*Rhizophora mangle* (L.), AG=*Avicennia germinans* (L.), LR=*Laguncularia racemosa* (L.), CE=*Conocarpus erectus* (L.), T=Total, D=Densidad, DR %=Densidad relativa, Arb/um=Árboles por unidad de muestreo, Arb/Ha= Árboles por hectárea, FA=Frecuencia absoluta y FR %=Frecuencia relativa.

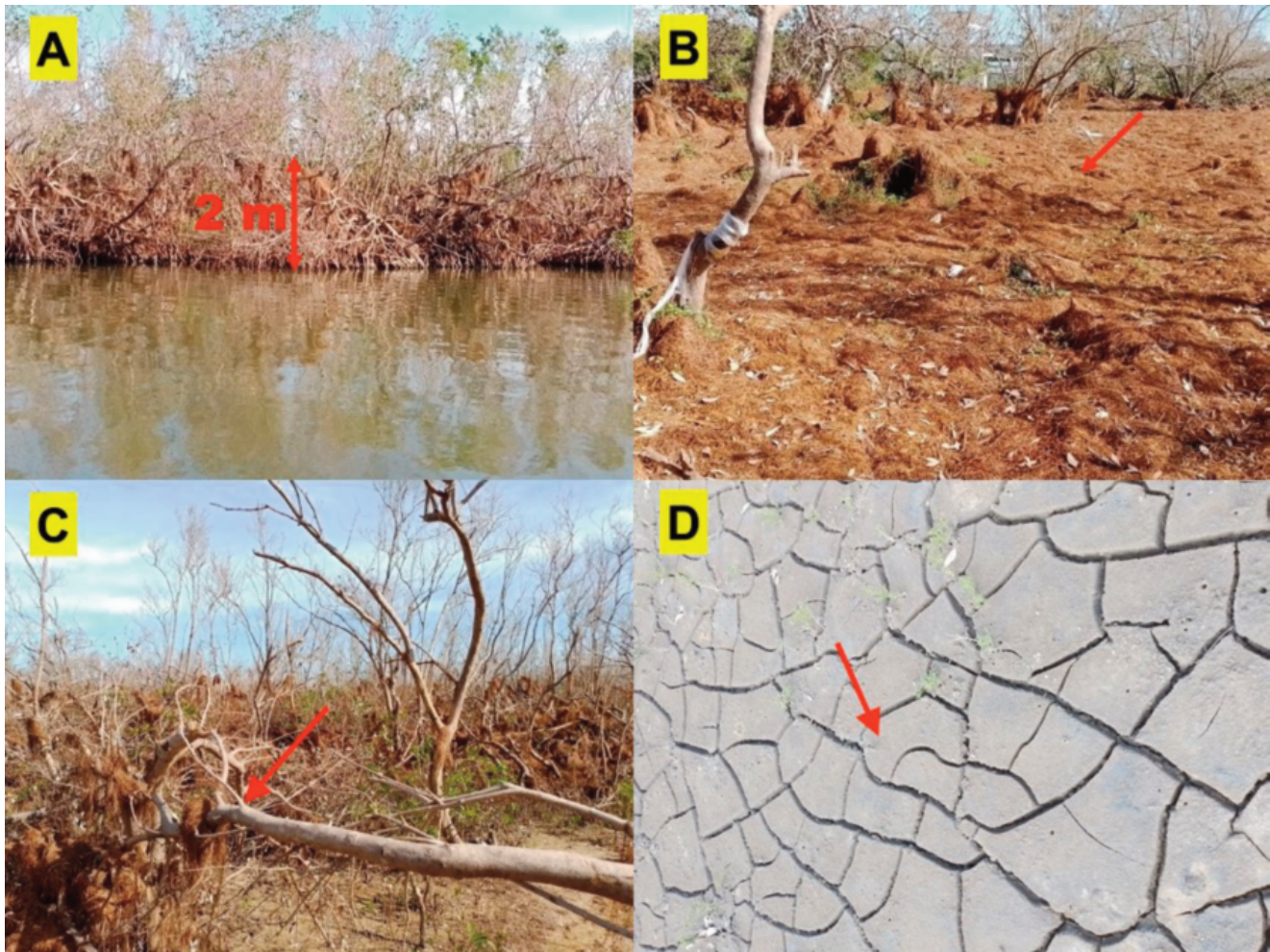


Figura 4. Impactos del huracán Ian. **A)** Muestra la elevación del nivel del mar hasta 2 m; **B)** arribazón de hierba marina (talacia), **C)** partidura de ramas, desfoliación y derribo de árboles y **D)** incremento significativo de altos niveles de salinidad.

Figure 4. Hurricane Ian impacts. **A)** Shows sea level elevation up to 2 m; **B)** Seagrass (*Thalassia*) arrival; **C)** Splitting of branches, defoliation and felling of trees y **D)** Significant increase in high salinity levels.



Figura 5. Regeneración natural.

Figure 5. Natural regeneration.

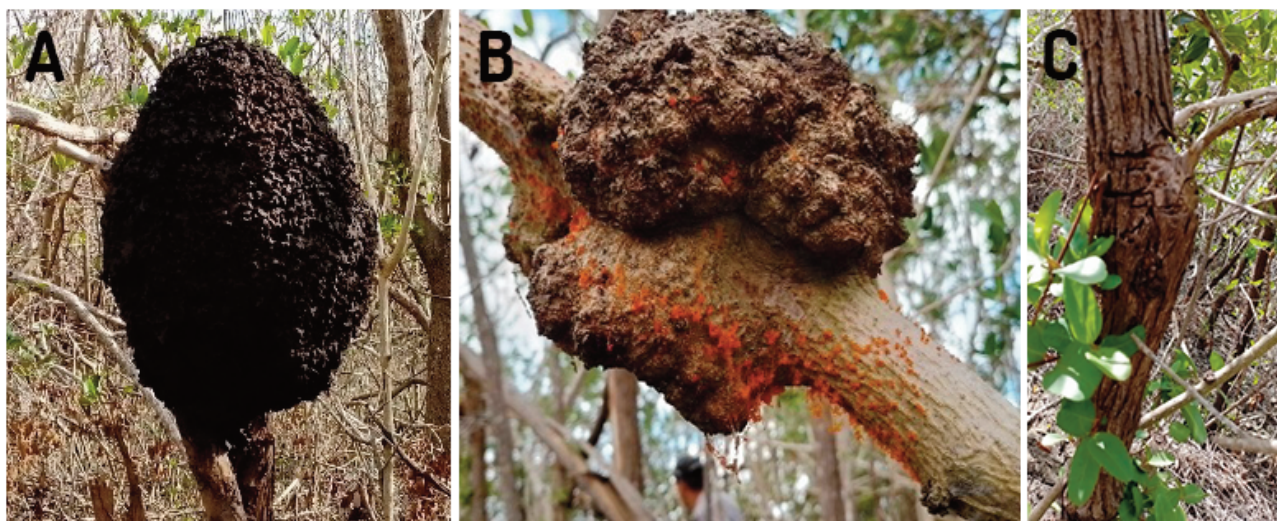


Figura 6. A) *Termitas Avicennia germinans* (L.), B) *Cancros en Rhizophora mangle* (L.) y C) *Cancros en Laguncularia racemosa* (L.).
Figure 6. A) *Termites Avicennia germinans* (L.), B) *Cankers in Rhizophora mangle* (L.) and C) *Cankers in Laguncularia racemosa* (L.).

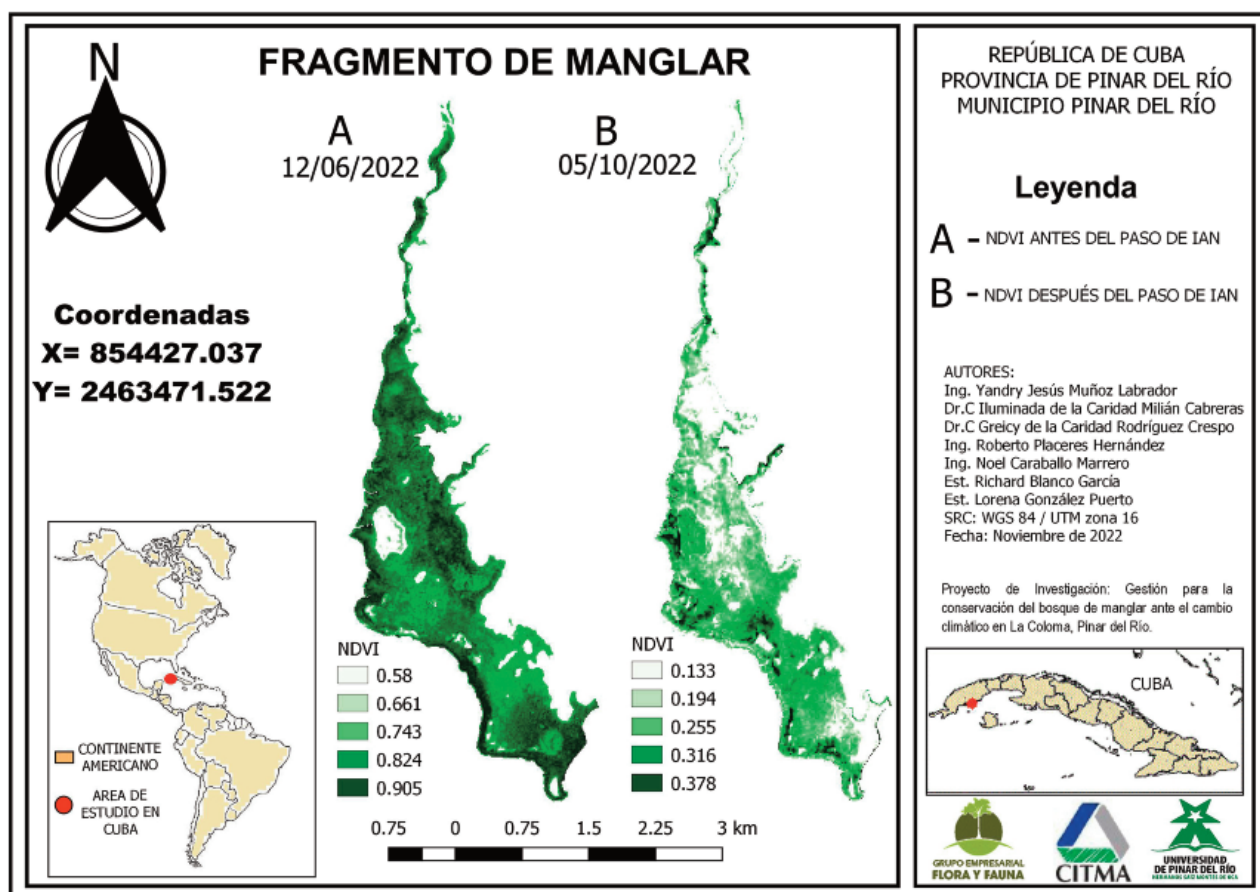


Figura 7. Índice de Vegetación de Diferencia Normalizado.

Figure 7. Normalized Difference Vegetation Index.

Tabla 4. Hectáreas de manglar de acuerdo al valor de reflectividad antes y después del paso de Ian.

Table 4. Hectares of mangrove according to the reflectivity value before and after Ian's passage.

NDVI	0.13	0.19	0.25	0.31	0.37	0.58	0.66	0.74	0.82	0.90
Ha/al						9.7	6.2	6.9	323.3	138.1
Ha/dl	10.2	83.3	252.4	120.8	17.3					

Leyenda: NDVI=Índice de Vegetación de Diferencia Normalizado, Ha/al=Hectáreas antes de ian, H/dl=Hectáreas después de ian.

Discusión

La altura total promedio para este fragmento de manglar es de 4.09 m considerándose del tipo arbóreo bajo ($>2<10$ m) (Rodríguez et al. 2018), esto se debe a la incidencia reiterada de los eventos hidrometeorológicos presentes también en otras regiones del Caribe; no así para la región del pacífico donde se observan bosques con mayor altura del dosel (Simard et al. 2019; Krauss y Osland 2020), siendo esta característica lo hace más resistente al embate de estos fenómenos (Bolívar et al. 2020) para manglares de América del Sur. Estos árboles pequeños pueden resistir los fuertes vientos con mayor efectividad, contrario a lo que ocurre con los árboles más altos, que son más susceptibles a romperse como lo son los manglares en el sureste de Quintana Roo, México e Isla del Venado, Bluefields, Nicaragua (Roth 1992; krauss et al. 2009).

El diámetro promedio es de 4.84 cm el cual difiere ligeramente con 4.26 cm obtenido por Rodríguez (1999) en Milián (2003) en zona adyacente. Se reporta un volumen medio de 23.11 m³/ha significativamente inferior a 30.04 m³/ha (Milián 2003) quien lo califica de productividad baja. Camejo et al. (2020) en la Península de Guanahacabibes reportan afectaciones en las variables estructurales ante el paso de huracanes. Ocurre todo lo contrario para manglares en islas del pacífico, donde son poco frecuentes estos eventos donde se observan bosques con mayor altura del dosel, mayor biomasa estructural y complejidad (Simard et al. 2019; Krauss y Osland 2020).

La densidad de árboles es de unos 43 Arb/0.1 ha valor semejante al de 45 Arb/0.1 ha (Rodríguez 1999 en Milián 2003). El número medio de árboles por parcelas es de 43 individuos, los árboles de *Rhizophora mangle* (L.) representan el 24 % y *Avicennia germinans* (L.) el 54 % resultados que difieren para los manglares al sur de Cuba cuando se obtiene a *Rhizophora mangle* (L.) con 39.9 % y a *Avicennia germinans* (L.) con 36.8 % (Menéndez 2013) presentando un ancho variable de 500-800 m lo que permite reducir la velocidad del viento y la ola entre un 50 % y 100 % (Krauss et al. 2009 y Zhang et al. 2012) para manglares de la Florida.

El área basal media de 10.21 m²/ha semejante a países como EEUU (Florida) con 13.54 m²/ha (Spalding et al. 2010), Costa Rica (Osa) con 12.5 m²/ha (Holdridge et al. 1971) y superiores a los obtenidos en Costa Rica (Barranca) de 3.9 m²/ha (Pool et al. 1977), considerablemente inferior a los obtenidos en países como Panamá y El Salvador (Mayo 1965 y Molina 1988, en Menéndez 2013). La pérdida de área basal ha sido más significativa en *Avicennia Germinans* (L.) siendo esta la de mayores alturas reportando un 85 % de los individuos afectados, coincidiendo con (Imbert 2018) para manglares del Caribe con vientos superiores a 124 km/h.

La productividad es baja, reportándose un volumen medio de 23.11 m³/ha valor que es significativamente inferior al reportado por Rodríguez 1999 (citada en Milián 2003), que es de 30.04 m³/ha quien también lo califica de productividad baja. Esto se debe en lo fundamental al ser del tipo arbóreo bajo.

Tras el paso del huracán Ian se registran un total de 54 individuos muertos que representan el 8 % del total de individuos afectados con una media de 4 Arb/Parcela añadiendo a esto la defoliación del 100 % del bosque, partidura de ramas entre un 80-90 %, partidura de troncos de un 45 % y derribo de árboles de un 10 % lo que coincide con Baldwin et al. (2001) al afirmar que los huracanes afectan la estructura y composición del bosque al arrancar y matar árboles, al romper y derribar tallos y ramas, y al defoliar las copas de los árboles, lo que resulta en el deterioro de la estructura y las funciones forestales.

La especie más resistente a los vientos huracanados es *Rhizophora mangle* (L.) con afectación del 40-60 % que a pesar de estar en la primera línea de costa y tomando como referencia otra zona donde *Avicennia germinans* (L.) ocupa la misma posición con una afectación entre el 80-90 % lo que coincide con el criterio de Kovacs et al. 2001 (en Herrera et al. 2022). Sin embargo, otros autores (Smith et al. 1994; Imber et al. 1996 y Ross et al. 2006) llegaron a

la conclusión contraria, mientras que otro grupo diferente de autores (Sherman et al. 2001; Milbrandt et al. 2006 y Smith et al. 2009) no encontraron ninguna diferencia en cuanto a susceptibilidad al viento entre las dos especies.

Varios autores han reportado que el *Rhizophora mangle* (L.) resulta más dañado que el *Avicennia germinans* (L.) y *Conocarpus erectus* (L.) tras un huracán de baja categoría (Imbert et al. 1996; Galeano et al. 2017) lo que no ha sido posible para el área.

El tipo de suelo presente es del tipo arcilloso, arenoso, turboso con altos contenidos de materia orgánica donde los niveles de inundación se ven marcadamente reflejados por la microtopografía, resultados que coinciden con los descritos (Bustio 2004; Hernández et al. 2016 y Menéndez 2013) para esta zona no experimentando cambio alguno tras el paso del huracán Ian.

El suelo es afectado considerablemente por los altos contenidos de materia orgánica (deposición de talacia) provocando hipoxia entre un 80 % -100 % y las altas concentraciones de salinidad en un 100 % a partir de la penetración del mar que alcanzó unos 2 m de altura, lo que modificó las condiciones fisicoquímicas y equilibrio del sustrato trayendo consigo el ahogamiento de brotes y arbustos dañando fuertemente la regeneración natural, siendo poco abundante, fenómeno visto en otras regiones del caribe como las Bahamas (Herrera et al. 2022).

No se observó la obstrucción de canales y esteros, no obstante, se pudo apreciar erosión significativa de la línea costera. Las lagunas interiores se vieron afectadas considerablemente tras contaminarse con agua salada, observándose cambios en su coloración, señalados estos aspectos por (Taillie et al. 2020) para manglares del Atlántico.

La existencia de regeneración de propágulos de *Rhizophora mangle* (L.) de hasta un 10 % en áreas dominadas en su totalidad por *Avicennia germinans* (L.) es un suceso contradictorio ocurrido producto a la penetración del mar aspecto que evidencia cambios sustanciales en la distribución y composición del fragmento de mangle (Castañeda et al. 2010 y Bolívar et al. 2020) evidenciado en manglares de la Florida y Sur América.

Las plagas y enfermedades registradas en este fragmento son provocadas por las termitas y canchros. Enfermedades en tallo y ramas se han reportado en regiones de varios continentes incluyendo Norte América (Florida), Sur América (Colombia). Amenaza que incide en la proliferación de las enfermedades lo constituyen las tensiones ambientales, son los fuertes vientos de huracanes y tormentas tropicales que pueden causar con frecuencia enfermedades y la muerte de manglares a partir de los daños provocados en las ramas y troncos que propician la invasión de hongos, virus y que se transmitan de un individuo a otro provocando un deterioro en la salud del ecosistema (Bernal 2017).

La salud es buena antes del paso de Ian, no siendo así cuando se analiza después de su paso donde el valor más alto alcanzado por la vegetación apenas consigue llegar a 0.3 um clasificando en una vegetación que ha sido seriamente impactada por este fenómeno hidrometeorológico. (Bolívar et al. 2020) reconoce que este tipo de fenómeno es un elemento tensor de esta formación y que es una zona con marcada frecuencia de ser afectada por este tipo de eventos en Sur América.

Las afectaciones se califican de "Extremas" atendiendo al número de árboles grandes caídos/arrancados de raíz, al cambio en la estructura y composición, la inundación extrema (3,9 a 5,5 metros), la intrusión de agua marina (Herrera et al. 2022).

En el Caribe, los manglares ubicados cerca de las áreas pobladas y dentro de la trayectoria habitual de las tormentas y los huracanes, son más propensos a sufrir daños debido al debilitamiento de su estructura (MEA 2005, en Herrera et al. 2022), aspecto que se pone de manifiesto en el área, producto a que la misma se encuentra enmarcada en los límites del poblado costero de La Coloma y del polo productivo Hermanos Balcón que lo hacen ser susceptible producto a la fragmentación y degradación inducida por la antropización.

La recuperación puede tomar hasta veinte años cuando los manglares son impactados por huracanes mayores de categoría 3 o superior (Imbert 2018), no obstante, la recuperación de los elementos estructurales es rápida con un 80 % después de tres meses (Bolívar et al. 2020) para Sur América lo que resulta contrario con una recuperación de apenas el 30 % para tres meses pero en sinergia con un reporte de hasta 26 % para manglares al norte de la región central de Cuba a cuatro meses del paso del huracán Irma (Hernández et al. 2022).

Se confirma la hipótesis de que el paso del huracán Ian ha transformado de forma significativa la estructura, composición, condiciones de crecimiento y estado de salud de este fragmento de bosque de manglar.

Conclusiones

El daño principal a este fragmento de bosque de manglar se debió principalmente a los fuertes vientos huracanados, las penetraciones del mar y la deposición de materia orgánica donde se observó notablemente afectaciones al dosel del bosque, aumento de la salinidad y disminución de la regeneración natural.

La especie más afectada fue *Avicenia germinans* (L.) seguida de *Rizophora mangle* (L.) siendo *Conocarpus erectus* (L.) y *Laguncularia racemosa* (L.) las menos afectadas.

El índice de Vegetación de Diferencia Normalizado demostró que la afectación califica de extrema con el 100 % del bosque de manglar perturbado.

Contribución de los autores

Yandry Jesús Muñoz Labrador: Administración del proyecto, adquisición de fondos, análisis formal, conceptualización, investigación y metodología. Iluminada de la Caridad Milián Cabrerías y Greicy de la Caridad Rodríguez Crespo: Recursos, supervisión, conceptualización, redacción- revisión y edición y redacción – borrador original. Lorena González Puerto, Richard Blanco García, Noel Caraballo Marrero y Roberto Placeres Hernández: recursos, investigación, curaduría de datos, validación y visualización.

Agradecimientos

Se agradece de forma especial a los especialistas de la Unidad Empresarial de Base de Flora y Fauna “Parque Nacional Cayos de San Felipe”, a los estudiantes y profesores de la Facultad de Ciencias Forestales y Agropecuarias de la Universidad de Pinar del Río “Hermanos Saíz Montes de Oca” y a los especialistas del CITMA en Pinar del Río.

El financiamiento de la investigación está a cargo del proyecto territorial “Gestión para la conservación del bosque de manglar ante el cambio climático en La Coloma, Pinar del Río” con código PT122PR002-010 ejecutado por la Universidad de Pinar del Río “Hermanos Saíz Montes de Oca”, perteneciente al programa territorial de Recursos Naturales y Cambio Climático con código PT122PR002 coordinado por el Centro de Investigaciones y Servicios Ambientales “ECOVIDA”.

Referencias

Baldwin, A., Egnatovich, M., Ford, M., Platt, W. 2001. Regeneration in fringe mangrove forests damaged by Hurricane Andrew. *Plant Ecology* 157(2): 151-164.

Bernal, A. 2017. *Identificación y diagnóstico de agentes causales de plagas en el manglar de la reserva de la biosfera los petenes*. Clave del convenio: CONANP/PROCOCODES/6837/17.1-61. Disponible en: <https://ie-efectividad.conanp.gob.mx/i-efectividad/PYyCM/RB%20Los%20Petenes/Contexto%20y%20planeaci%C3%B3n/Recursos%20naturales/ET%20Mangle%202017.pdf>

BOLFOR; Mostacedo, B., Fredericksen, T.S. 2000. *Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal*. Santa Cruz, Bolivia.

Bolívar, H.J., Anfuso, G., Chacón, S., Badillo, M.D., Villate, D.A., Serrano, M.C., Sánchez, H. 2020. Natural processes and human actuations: impacts on mangrove forests of South America. *Revista Costas* 2(1): 211-232. <https://doi.org/110.26359/costas.1802>

Bustio, A. 2004. *Gestión Comunitaria y Planificación Integrada de Zonas Costeras. La Coloma y Cortez, dos Estudios de caso Cubanos*. Tesis de Doctorado en Geografía. Universidad de Alicante, España y Universidad de Pinar del Río “Hermanos Saíz Montes de Oca”, Cuba. 578 pp. Disponible en: <http://rua.ua.es/dspace/handle/10045/3324>

Cairo, P., Fundora, O. 2005. *Edafología “Primera parte”*. ISBN 959-258-337-4. Editorial Félix Varela. Ciudad de La Habana. Cuba.

Camejo, J. L., Linares, D., Cobián, K., Izquierdo, L., Márquez, L., Camejo, A. 2020. Estructura y dinámica de los manglares en la península de Guanahacabibes. Gestión para su conservación. *Ecovida* 10(2): 163-183. Disponible en: <https://revistaecovida.upr.edu.cu/index.php/ecovida/article/download/202/435>

Carrillo, A., Elizalde-Rendón, E.M., Torrescano Valle, N., Flores Ortiz, G. 2008. Adaptación ante disturbios naturales, manglar de Puerto Morelos, Quitana Roo, México. *Foresta Veracruzana* 10(1): 31-38.

Castañeda, E., Twilley, R.R., Rivera, V.H., Zhang, K., Davis, S.E., Ross, M. 2010. Sediment and nutrient deposition associated with hurricane wilma in mangroves of the Florida coastal everglades. *Estuaries and Coasts* 33: 45-58. <https://doi.org/110.1007/s12237-009-9242-0>

Costanza, R., Mitsch, W.J., Day Jr., J.W. 2006. A new vision for New Orleans and the Mississippi delta: applying ecological economics and ecological engineering. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4(9), 465-472.

Cruz, D., Curbelo, E., Ferrer, Y., Ávila, D. 2020. Variaciones espaciales y temporales en el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada en Cuba. *Ecosistemas* 29(1): 1885. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1885>

Cruz, Y., Mesa-Mesa, L., Pérez-Bolaños, J. 2013. Valoración del papel del ecosistema de manglar como franja protectora en el ecosistema bahía tras el paso del huracán Sandy. *Ciencia en su PC*, núm. 1, enero-marzo, 2013, pp. 1-10. Centro de Información y Gestión Tecnológica de Santiago de Cuba Santiago de Cuba, Cuba.

Day, J.W., Boesch, D.F., Clairain, E.J., Kemp, G.P., Laska, S.B., Mitsch, W.J., Kenneth, O., et al. 2007. Restoration of the Mississippi Delta: lessons from hurricanes Katrina and Rita. *Science* 315(5819), 1679-1684.

Denis, D., Curbelo, E., Madrigal, L., Pérez, R. 2020. Variación espaciotemporal de la respuesta espectral en manglares de La Habana, Cuba, a través de sensores remotos. *Revista de Biología Tropical* 68(1): 321-335. <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v68i1.39134>

Galeano, A., Urrego, L.E., Botero, V., Bernal, G. 2017. Mangrove resilience to climate extreme events in a Colombian Caribbean Island. *Wetlands Ecology and Management* 25(6), 743-760.

García, E., Otto, M. 2015. Caracterización ecohidrológica de humedales alto andinos usando imágenes de satélite multitemporales en la cabecera de cuenca del río Santa, Ancash, Perú. *Ecología Aplicada* 14(2): 115-125 pp. <http://dx.doi.org/10.21704/rea.v14i1-2.88>

González, F. 2018. Metodología para monitoreo de la recuperación del manglar en la desembocadura del río San Cristóbal. *Revista Cubana de Ciencias Forestales* 6(2): 240-256.

Guzmán, M., Menéndez, L. 2013. *Protocolo para el monitoreo del ecosistema de manglar. Aplicación de un enfoque regional al manejo de las áreas marino-costeras protegidas en la Región Archipiélagos del Sur de Cuba*. ISBN 978-959-287-042-0. Centro Nacional de Áreas Protegidas. La Habana. Cuba. 29 p.

Hernández, A., Pérez, J., Bosch, D., Castro, N. 2016. *Clasificación de los suelos de Cuba 2015*. Ediciones INCA. San José de las Lajas. Cuba.

Hernández, J., Martín, G., Estrada, R., Almeida, I. 2022. Degradación - resiliencia de las principales coberturas vegetales, tras impacto del huracán Irma en los cayos del noreste de Villa Clara, Cuba. *Revista Investigaciones Marinas* 42 (1), 66-102.

Herrera, J.A., Teutli, C., Secaira, F., Braun, R., Bowman, J., Geselbracht, L., Musgrove, M., et al. 2022. *Daños a los manglares causados por huracanes. Técnicas y costos de reparación tras una tormenta*. The Nature Conservancy, Arlington, Virginia. Estados Unidos.

Holdridge, L.R., Grenke, W.C., Hatheway, W.H., Liang, T., Tosi, Jr. J.A. 1971. *Forest Environments in tropical life zones: A pilot study*. Pergamon Press Ltd., Londres, Reino Unido. Disponible en: <https://apps.dtic.mil/sti/citations/AD0740520>

Imbert, D. 2018. Hurricane disturbance and forest dynamics in east Caribbean mangroves. *Ecosphere* 9 (7).

- Imbert, D., Labbe, P., Rousteau, A. 1996. Hurricane damage and forest structure in Guadeloupe, French West Indies. *Journal of Tropical Ecology* 663-680. <https://doi.org/10.1017/S026646740000986X>
- Krauss, K.W., Osland, M.J. 2020. Tropical cyclones and the organization of mangrove forests: a review. *Annals of Botany* 125: 213-234. <https://doi.org/10.1093/aob/mcz16>
- Krauss, K.W., Doyle, T.W., Doyle, T. J., Swarzenski, C.M., From, A.S., Day, R.H., Conner, W.H. 2009. Water level observations in mangrove swamps during two hurricanes in Florida. *Wetlands* 29(1): 142-149. <https://www.doi.org/10.1672/07-232.1>
- Lastovicka, J., Svec, P., Paluba, D., Kobliuk, N., Svoboda, J., Hladky, R., Stych, P. 2020. Sentinel-2 Data in an Evaluation of the Impact of the Disturbances on Forest Vegetation. *Remote Sensing* 12(12): 1914 <https://doi.org/10.3390/rs12121914>
- Lavell, A. 2005. Desastres y Desarrollo: Hacia un entendimiento de las formas de construcción social de un desastre: El caso del Huracán Mitch en Centroamérica*. En: Fernández, A. (Ed.), *Comarcas vulnerables: Riesgos y desastres naturales en Centroamérica y el Caribe*, pp. 11-44 (1st ed.). Editorial CRIES.
- Menéndez, L. 2013. El ecosistema de manglar en el archipiélago cubano: Bases para su gestión. Tesis Doctor en Ciencias. Universidad de Alicante. España. 172 p.
- Milbrandt, E.C., Greenawalt, J.M., Sokoloff, P.D., Bortone, S.A. 2006. Impact and response of southwest Florida mangroves to the 2004 hurricane season. *Estuaries and Coasts*, 29, 979-984. <https://www.doi.org/10.1007/BF02798659>
- Milián, I. 2003. *Metodología para el diseño de un sistema medioambiental costero y la incidencia del bosque de manglar en la erosión del litoral por técnicas de avanzada de la Geomática*. Tesis Doctor en Ciencias Geográficas. Pinar del Río, Cuba. Facultad de Ciencias Forestales y Agropecuarias. Universidad de Alicante, España y Universidad de Pinar del Río "Hermanos Saiz Montes de Oca", Cuba. 653 p.
- Muñoz, Y., Milián, I., Díaz, S. 2021. Dinámica de la vegetación después del disturbio provocado por cuatro huracanes. *Avances* 23(1): 23-39.
- Ortiz, A., Urrego, L., Robles, K., Romero, M. 2018. Diversidad e interacciones biológicas en el ecosistema de manglar. *Revista de Ciencias* 22(2): 111-127. Facultad de Ciencias Naturales y exactas. <https://doi.org/10.25100/rc.v22i2.7925>
- Perea-Ardila, M., Leal-Villamil, J. y Oviedo-Barrero, F. 2021. Caracterización espectral y monitoreo de bosques de manglar con Teledetección en el litoral Pacífico colombiano: Bajo Baudó, Chocó. La Granja: Revista de Ciencias de la Vida. Vol. 34(2):27-44. <https://doi.org/10.17163/lgr.n34.2021.02>
- Pineda, L., Suárez, J. 2019. Caracterización espacio-temporal de cobertura con empleo de geoinformación en el municipio Miranda. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias* 28(1): 1-9.
- Pinheiro, MB., Carvalho, M., Rocha, J da., Chaves, M., Azevedo, P de., Alacoque, J., Trindade, F. 2019. Modelagem espectro-temporal do NDVI obtido de imagens Landsat 7 e 8 aplicado na cafeicultura. *Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. INPE, Santos, Brasil*. Disponible en: <https://proceedings.science/sbsr-2019/papers/modelagem-espectro-temporal-do-ndvi-obtido-de-imagens-landsat-7-e-8-aplicado-na-cafeicultura>.
- Pool, D.J., Snedaker, S.C., Lugo, A.E. 1977. Structure of mangrove forests in Florida, Puerto Rico, Mexico, and Costa Rica. *Biotropica* 9: 195 - 212.
- Rodríguez Zúñiga, M.T., Villeda Chávez, E., Vázquez-Lule, A., Bejarano, M., Cruz López, M.I., Olguín, S.A., Villela Gaytán, S.A., Flores, R. (Coord.). 2018. *Métodos para la caracterización de los manglares mexicanos: un enfoque espacial multiescala*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México. 272 pp.
- Rodríguez, G. 2003. *Bases para el manejo sostenible de un bosque de manglar en estado de deterioro. Sector Coloma-Las Canas Pinar del Río; Cuba*. Tesis Doctoral en Ciencias Forestales. Universidad de Alicante, España y Universidad de Pinar del Río "Hermanos Saiz Montes de Oca", Cuba. 199 pp. Disponible en: <http://hdl.handle.net/10045/3921>
- Ross, M.S., Ruiz, P.L., Sah, J.P., Reed, D.L., Walters, J., Meeder, J.F. 2006. Early post-hurricane stand development in fringe mangrove forests of contrasting productivity. *Plant Ecology* 185, 283-297.
- Roth, L.C. 1992. Hurricanes and mangrove regeneration: effects of Hurricane Joan, October 1988, on the vegetation of the Isla del Venado, Bluefields, Nicaragua. *Biotropica* 24, 375-384.
- Sánchez, L., Marcos, J., Herrero, E., Hernández, S., Carrión, P. 2016. Aplicación de tecnologías de teledetección al estudio de biomasa forestal. *Revista Ibérica de Sistemas y Tecnologías de Información*. 19(9): 61-76. <https://doi.org/10.17013/risti.19.61-76>
- Sherman, R.E., Fahey, T.J., Martínez, P. 2001. Hurricane impacts on a mangrove forest in the Dominican Republic: damage patterns and early recovery. *Biotropica* 33 (3), 393-408.
- Simard, M., Fatoyinbo, L., Smetanka, C., Rivera-Monroy, V. H., Castañeda-Moya, E., Thomas, N., Van der Stocken, T. 2019. Mangrove canopy height globally related to precipitation, temperature and cyclone frequency. *Nature Geoscience* 12: 40-45. <https://doi.org/10.1038/s41561-018-0279-1>
- Smith T.J., Robblee M.B., Wanless H.R., Doyle, T.W. 1994. Mangroves, hurricanes, and lightning strikes. *BioScience* 44, 256-262.
- Smith, T.J., Anderson, G.H., Balentine, K., Tiling, G., Ward, G.A., Whelan, K.R. 2009. Cumulative impacts of hurricanes on Florida mangrove ecosystems: sediment deposition, storm surges and vegetation. *Wetlands*, 29(1), 24-34. Disponible en: <http://evergladeshub.com/lit/pdf09a/Smith09Wetlands-1765-CumImpactHurri.pdf>
- Spalding, M. 2010. *World Atlas of Mangroves - 1st Edition - Mark Spalding*. Routledge. Disponible en: <https://www.routledge.com/World-Atlas-of-Mangroves/Spalding-Kainuma-Collins/p/book/9781844076574>
- Taillie, P., Roman-Cuesta, R., Lagomasino, D., Cifuentes-Jara, M., Fatoyinbo, T., Ott, L., Pulter, B. 2020. Widespread mangrove damage resulting from the 2017 Atlantic mega hurricane season. *Environmental Research Letters* 15(6): 064010.
- Tovilla, C., Orihuela, D.E. 2004. Impacto del huracán Rosa sobre los bosques de manglar de la costa norte de Nayarit, México. *Madera y Bosques* 10(2): 63-75. <https://doi.org/10.21829/myb.2004.1031267>
- Uriarte, M., Thompson, J., Zimmerman, J.K. 2019. Hurricane María tripled stem breaks and doubled tree mortality relative to other major storms. *Nature Communications* 10, 1362.
- Walcker, R., Laplanche, C., Herteman, M., Lambs, L., Fromard, F. 2019. Damages caused by hurricane Irma in the human-degraded mangroves of Saint Martin (Caribbean). *Scientific Reports* 9, 18971. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-55393-3>
- Yañez, A., Day, J., Twilley, R., Day. 2014. Manglares: ecosistema centinela frente al cambio climático, Golfo de México. Manglares: ecosistema centinela frente al cambio climático, Golfo de México. *Madera y Bosques* 20 (Número especial). 39-75 p. <https://doi.org/10.21829/myb.2014.200147>
- Zhang, K., Liu, H., Li, Y., Xu, H., Shen, J., Rhome, J., Smith, T.J. 2012. The role of mangroves in attenuating storm surges. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 102: 11-23. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.02.021>