



# La ganancia de manglar y sus implicaciones en el reservorio de Carbono del Parque Nacional Natural Sanquianga en Colombia

Mauricio Alejandro Perea-Ardila<sup>1,\*</sup> , Paulo J. Murillo-Sandoval<sup>2</sup> 

(1) Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas del Pacífico-CCCP, 528501, Tumaco, Colombia.

(2) Departamento de Topografía, Facultad de Ciencias del Hábitat, Diseño e Infraestructura, Universidad del Tolima, 73000, Ibagué, Colombia.

\* Autor de correspondencia: M. A. Perea [[mapereaa@ut.edu.co](mailto:mapereaa@ut.edu.co)]

> Recibido el 11 de mayo de 2022 - Aceptado el 18 de octubre de 2022

**Como citar:** Perea Ardila, M.A., Murillo Sandoval, P.J. 2022. La ganancia de manglar y sus implicaciones en el reservorio de Carbono del Parque Nacional Natural Sanquianga en Colombia. *Ecosistemas* 31(3): 2386. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2386>

## La ganancia de manglar y sus implicaciones en el reservorio de Carbono del Parque Nacional Natural Sanquianga en Colombia

**Resumen:** El Parque Nacional Natural Sanquianga (PNNS) alberga la más extensa área de manglar en el Pacífico colombiano y de Sur América. Cambios antropogénicos asociados a la desviación del Río Patía hacia el Río Sanquianga en 1972 convirtió las condiciones del estuario de esta área protegida en un nuevo y dinámico delta. Incertidumbres sobre las nuevas condiciones en el estado de la cobertura de manglar y las repercusiones en el Carbono (C) secuestrado son desconocidas. En este estudio determinamos las ganancias y pérdidas de la cobertura de manglar usando imágenes SAR del JERS 1 y ALOS-PALSAR en dos periodos de tiempo 1996-2007 y 2007-2017. Adicionalmente, estimamos los contenidos de biomasa aérea (AGB) y C y calculamos las emisiones evitadas por deforestación. Los resultados reflejaron un incremento neto en 21 años de la cobertura de manglares de 243.97 ha y pérdidas estimadas en 122.30 ha donde el 68.48% de estos se focalizaron sobre la bocana de Guacama. El PNNS registró un promedio de AGB de 393.15 Ton/ha y un promedio de C de 196.58 Ton C/ha para el año 2017. Las emisiones potenciales evitadas por deforestación totales se estimaron en 28 277 944.8 GgCO<sub>2</sub>eq. El PNNS es un área potencial para el desarrollo de proyectos de Carbono Azul, debido a la gran cantidad de carbono almacenado. Estrategias que involucren herramientas para el monitoreo y las comunidades locales que dependen de este ecosistema son necesarias para preservar su cobertura y servicios ecosistémicos en el futuro.

**Palabras clave:** carbono azul; monitoreo de manglar; Pacífico colombiano; teledetección

## Mangrove gain and its implications on carbon stock in Sanquianga National Natural Park in Colombia

**Abstract:** Sanquianga National Natural Park (PNNS) harbors the most extensive mangrove area in the Colombian Pacific and South America. Anthropogenic changes associated with the detour of the Patía River into the Sanquianga River in 1972 converted the estuarine conditions of this protected area into a new and dynamic delta. Uncertainties about the new conditions in the state of mangrove cover and the repercussions on sequestered carbon (C) are unknown. In this study, we determine mangrove cover gains and losses using JERS 1 SAR and ALOS-PALSAR imagery over two periods: 1996-2007 and 2007-2017. Additionally, we estimated aboveground biomass (AGB) and C contents and calculated avoided emissions from deforestation. We found a net increase of 243.97 ha of mangrove cover across 21 years and estimated losses of 122.30 ha, where the mouth of Guacama represents 68.48%. The PNNS recorded an average AGB of 393.15 Ton/ha and an average C of 196.58 Ton C/ha for 2017. Also, we estimated 28 277 944.8 GgCO<sub>2</sub>eq avoided potential emissions from deforestation. The PNNS is a potential area for developing Blue Carbon projects due to a large amount of carbon stock. Strategies involving monitoring tools and the local communities that depend on this ecosystem are necessary to preserve its coverage and ecosystem services in the future.

**Keywords:** blue carbon; Colombian Pacific; mangrove monitoring; remote sensing

## Introducción

Los manglares son formaciones vegetales que se encuentran en las zonas intermareales (tierra-mar) de las costas tropicales y subtropicales del mundo (Giri et al. 2011; Thomas et al. 2018). Los manglares protegen el ambiente marino-costero y proporcionan múltiples beneficios a las comunidades locales (Fries et al. 2020). Estos ecosistemas tienen capacidad de capturar y almacenar Carbono (C) y juegan un papel fundamental en la mitigación del cambio climático (Alongi 2014). Mientras la extensión del área con manglares es conocida, los motores de cambio y estimaciones del C en manglares

está limitada por la dificultad de acceso y carencia de registros de datos en campo. Esta limitación incrementa las incertidumbres y el desarrollo de políticas regionales y locales referentes al cambio climático. Varios estudios han detectado a nivel mundial los motores de cambio y estimaciones de C (Goldberg et al. 2020; Richards et al. 2020), sin embargo, es necesario realizar mediciones locales que para generar estimaciones realistas sobre las reservas de C (Harishma et al. 2020; Castellanos-Galindo et al. 2021). Los manglares continúan amenazados debido a la presión por el crecimiento demográfico, infraestructura costera, la expansión de la acuicultura y el cambio climático (Pham et al. 2019; Worthington et al. 2020).

La costa del Pacífico colombiano alberga cerca de 209 403 hectáreas (ha) que corresponde aproximadamente al 75% del total de manglares de Colombia (Rodríguez-Rodríguez et al. 2016). Un área representativa por su extensión en el Pacífico colombiano es el Parque Nacional Natural "Sanquianga" (PNNS) (Belokurov et al. 2016). El PNNS fue afectado por un cambio del régimen hidrológico en el año de 1972. La desviación de los cauces naturales del Río Patía hacia el Sanquianga desencadenó una dinámica ambiental que incrementó la descarga de agua y volvió el estuario en un delta activo. Este cambio generó erosión, acreción, cambios en los parámetros fisicoquímicos y la muerte masiva de los manglares durante la década de los 70' (Tavera-Escobar 2010; Restrepo y Cantera 2013). Sanquianga se ubica al noroccidente del departamento de Nariño donde se encuentran algunos de los manglares más altos de las Américas (Simard et al. 2019). Las extraordinarias condiciones forestales y la importancia del PNNS como Área Marina Protegida han generado interés para realizar estudios científicos que permitan, por ejemplo, la validación de modelos globales de altura de los árboles, biomasa aérea (AGB) y C (Castellanos-Galindo 2021). Adicionalmente desarrollar una conciencia ambiental sobre su mantenimiento para el bienestar económico y social de las comunidades locales (Alonso et al. 2014).

En Colombia, la información sobre el seguimiento de la cobertura del manglar, motores de cambio, la acumulación de C y otros parámetros biofísicos es escasa. Especialmente, en el Pacífico colombiano el monitoreo de los manglares es difícil por varias razones. Por ejemplo, es la región más lluviosa a nivel mundial y se caracteriza por una nubosidad casi permanente la mayor parte del año (Del Valle 1996; Anaya et al. 2020). Sensores ópticos (por ejemplo, Landsat) tienen pocas imágenes efectivas disponibles para una adecuada identificación de los manglares (Sano et al. 2007). Adicionalmente, las mediciones en el terreno son escasas

limitando la detección de motores específicos de cambio dados los problemas de accesibilidad y logística en la zona. Por último, el PNNS tiene la presencia de diferentes actores ilegales (grupos armados) que imponen la autoridad en el territorio frente a temas socioeconómicos y del aprovechamiento de los recursos naturales, como la pesca y el comercio de madera (Parques Nacionales Naturales 2018). La presencia de actores ilegales afecta a las comunidades que viven allí y eventualmente de los beneficios de los ecosistemas de manglar, dado que en cercanías al PNNS se desarrollan actividades ilícitas para la producción y transporte de cocaína (Parques Nacionales Naturales 2018).

Este estudio se suma a trabajos locales que establecen relaciones cualitativas entre la dinámica de los manglares y motores de cambio como los desarrollados por Maina et al. (2021) y Thomas et al. (2017). Nuestra contribución metodológica busca documentar los cambios en los manglares del PNNS y sus principales motores de cambio. Primero, mapeamos las ganancias y pérdidas de los manglares a partir de imágenes SAR (Radar de Apertura Sintética, por sus siglas en inglés). Estas imágenes no están afectadas por la presencia de nubes y entregan información sobre el terreno y follaje del manglar. Segundo, estimamos la AGB y el C a partir de métodos globales (Nesha et al. 2020). Finalmente, relacionamos los cambios observados con los potenciales motores antropogénicos y naturales. Nos preguntamos específicamente:

- 1) ¿Cuáles han sido las ganancias y pérdidas de los manglares en los periodos 1996-2007 y 2007-2017 en el PNNS?
- 2) ¿Cuáles son las estimaciones de AGB y C para el año 2007 y 2017 para el PNNS?
- 3) ¿Cuál es el rango de emisiones evitadas por deforestación para el PNNS?

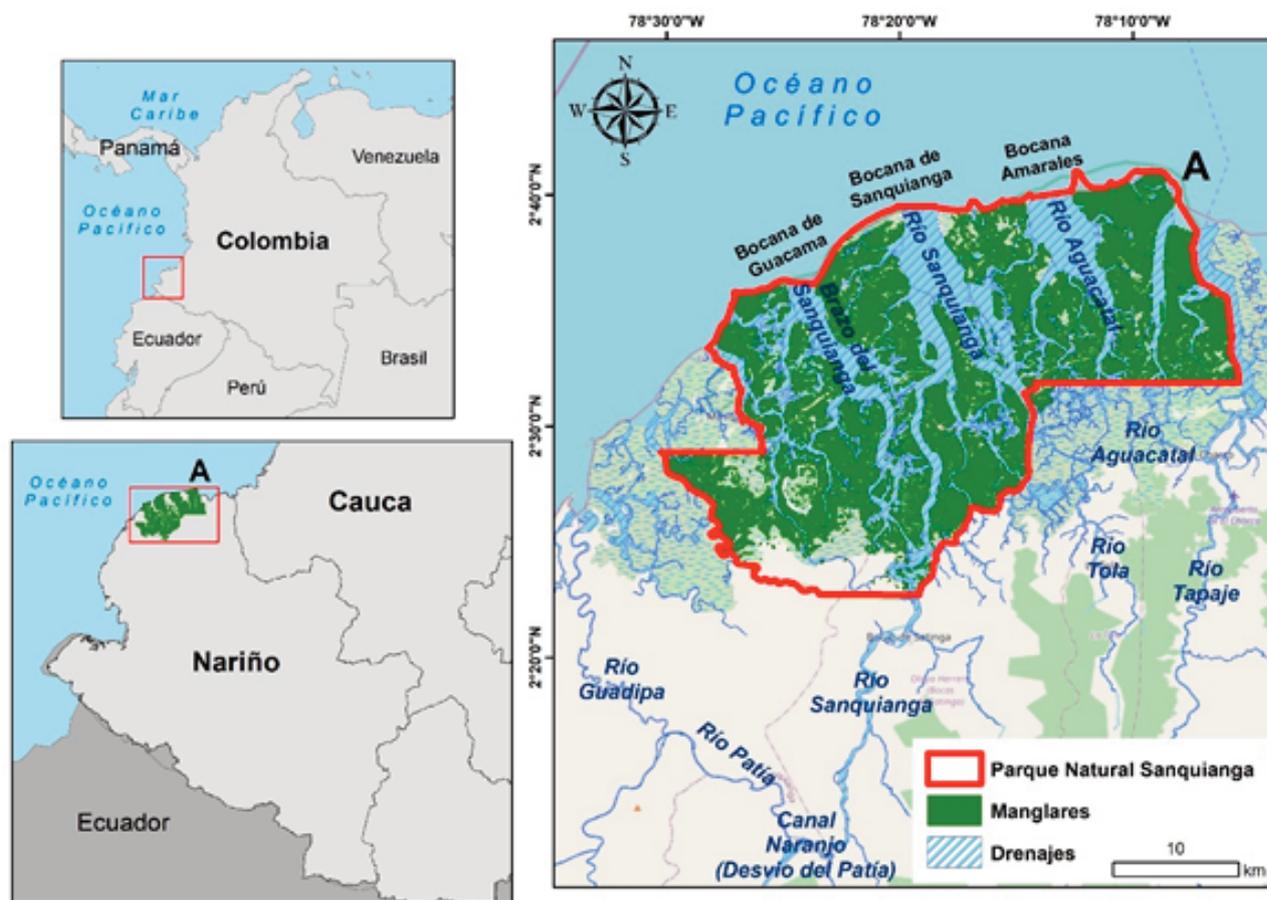


Figura 1. A) Ubicación del Parque Nacional Natural de Sanquianga (contorno rojo) Colombia. Línea de base global de manglares (verde) 2010 (Bunting et al. 2018).

Figure 1. A) Location of Sanquianga National mangrove baseline (green) 2010 (Bunting et al. 2018).

## Materiales y métodos

### Área de estudio

El Parque Nacional Natural Sanquianga (PNNS) se encuentra ubicado en el Pacífico colombiano en un gran sistema estuarino al noroccidente del departamento de Nariño sobre la zona costera (Fig. 1). Este parque constituye un área de 80 000 ha (Parques Nacionales Naturales 2018). Esta área se caracteriza por tener una humedad relativa de aproximadamente el 80%, una precipitación anual entre 3000 y 3500 mm, los meses de mayor precipitación son junio y julio y temperaturas promedio está alrededor de los 26°C, por lo que se considera una zona de vida de Bosque Húmedo Tropical (Del Valle 1996; Cardenas 2014). La vegetación arbórea cuenta con alturas superiores a los 15 metros y la especie más dominante en el PNNS es el mangle rojo (*Rhizophora mangle*) (Parques Nacionales Naturales 2018). Recientes estudios demuestran que las zonas alrededor del PNNS albergan los árboles de manglar más altos de las Américas ocupando el tercer lugar a nivel mundial después de Gabón y Guinea Ecuatorial (Simard et al. 2019; Castellanos-Galindo et al. 2021). El manglar presente en PNNS ha sido afectado principalmente por factores antropogénicos. Por ejemplo, en 1972, la división de del Río Patía hacia el Río Sanquianga convirtió este estuario en un delta activo principalmente para facilitar la extracción y transporte de madera (Parra y Restrepo 2014; Restrepo 2012). Esta desviación movió más del 90% de la descarga agua a través del Canal Naranja hacia el río Sanquianga, generando diversos impactos en la cobertura de manglar, como consecuencia, la muerte masiva del manglares y periodos de defoliación de los bosques (Restrepo 2012; Restrepo y Cantera 2013).

El PNNS presenta una gran importancia cultural con asentamientos de comunidades afrocolombianas organizadas en consejos comunitarios que representan tradiciones y grupos étnicos que han habitado estos territorios durante cientos de años (Parques Nacionales Naturales 2018). El manglar brinda uno de los principales

medios de sustento económico de las comunidades allí asentadas, como lo son: el aprovechamiento de la madera, la pesca, la rotación de pequeños cultivos, la extracción de recursos hidrobiológicos como la “Pinagua” (*Anadara spp*) principal molusco de tradición y valor económico para la comunidad de la costa Pacífica tropical (Treviño y Murillo-Sandoval 2021). Este molusco se encuentra incluido en la lista roja de especies bajo la categoría de “Vulnerable” (Morales 2017; Parques Nacionales Naturales 2018).

### Métodos

Este trabajo incluyó principalmente el uso de imágenes SAR en banda L para identificar las ganancias y pérdidas de manglares en los periodos 1996-2007 y 2007-2017 (Fig. 2). Para la validación de los resultados de las ganancias y pérdidas de manglares se utilizaron imágenes ópticas del sensor Landsat 7 y PlanetScope, donde se validaron polígonos de ganancia y pérdida a través de un proceso de confirmación visual en la detección de los cambios. Asimismo, se utilizó la polarización HV del año 2007 y 2017 para estimar la AGB y el C aéreo por medio de la retrodispersión SAR y se calcularon las emisiones evitadas por deforestación, todo esto en torno al seguimiento de los bosques de manglar del PNNS. El procesamiento digital de las imágenes SAR se realizó en la plataforma Google Earth Engine (GEE) (Gorelick et al. 2017).

### Preprocesamiento de imágenes SAR

Se procedió a la descarga e importación al GEE de una imagen SAR en banda L del mosaico global de imágenes de 25 metros de resolución espacial del JERS-1 (Japan Earth Resources Satellite) desde el sitio web oficial del Centro de Investigación de la Tierra de la Agencia Espacial Japonesa (EORC-JAXA, por sus siglas en inglés) [https://www.eorc.jaxa.jp/ALOS/en/palsar\\_fnf/fnf\\_index.htm](https://www.eorc.jaxa.jp/ALOS/en/palsar_fnf/fnf_index.htm) (Tabla 1). También, utilizamos PALSAR/PALSAR 2 de los años 2007 y 2017 del proyecto de mosaico global anual respectivamente (Shimada et al. 2014).

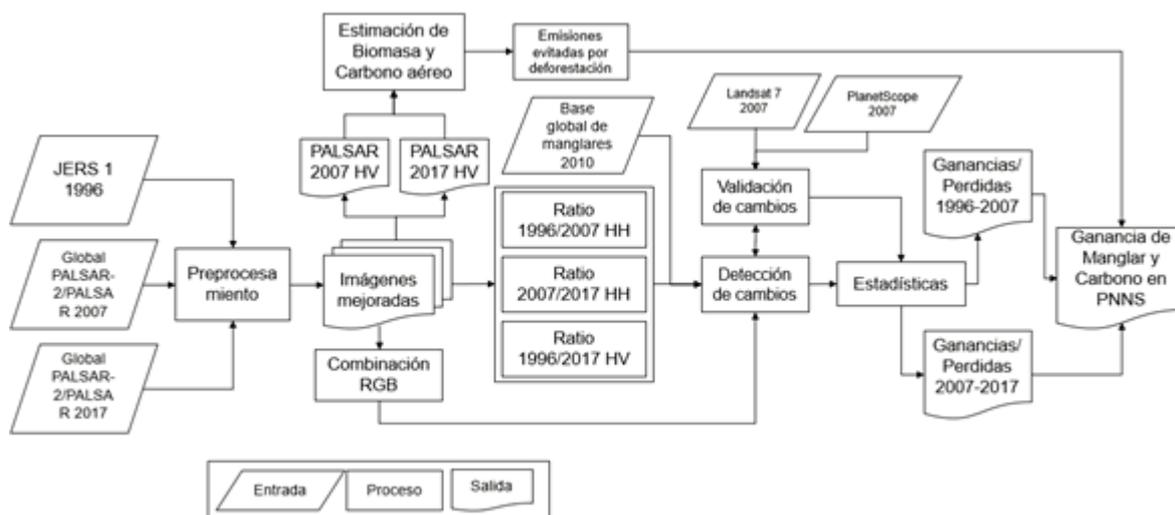


Figura 2. Diagrama de flujo utilizado para el monitoreo de ganancias y pérdidas de los manglares en PNNS.

Figure 2. Flowchart used for monitoring mangrove gains and losses in PNNS.

Tabla 1. Parámetros técnicos de las imágenes SAR.

Table 1. Technical parameters of SAR images.

Sensor	Polarización	Fecha	Píxel	Proyección
JERS-1 SAR	HH	1996	25 m	WGS 1984
PALSAR/PALSAR 2	HH+HV	2007- 2017		

El moteado (del inglés, *speckle*) es un fenómeno que se produce en las imágenes SAR causado por la interacción de las ondas desfasadas reflejadas por un objetivo, la eliminación de este moteado es necesaria para aumentar la posibilidad de mejorar la interpretación y el análisis de la imagen SAR (Dasari y Anjaneyulu 2015). Aplicamos un filtro de mediana focal con un radio de 30 metros, este método funciona con base a la determinación de la mediana del valor de los píxeles vecinos para corregir este efecto (Santoso et al. 2016).

Además, se realizó la conversión del valor del número digital (DN) para cada polarización a valores de retrodispersión ( $\gamma^0$ ) en unidades de decibelios (dB) (Tabla 2) este procedimiento se realizó bajo los parámetros descritos por (EORC-JAXA 2018; Lucas et al. 2020).

**Tabla 2.** Parámetros para convertir los números digitales (DN) del SAR en coeficientes de retrodispersión.

**Table 2.** Parameters for converting SAR digital numbers (ND) into backscatter coefficients.

Sensor	Ecuación	Factor de calibración
JERS-1		-84.66 dB
PALSAR/PALSAR 2	$\gamma^0 = 10 \log_{10} (DN^2) + CF$	- 83.0 db

### Combinación RGB

Después del preprocesamiento, las combinaciones RGB (rojo, verde y azul) fueron usadas para mejorar la visualización y el análisis de los cambios de la cubierta terrestre en el periodo de tiempo R1996-G2007-B1996 y R2007-G2017-B2007. La comparación de datos SAR de banda L permite realizar un análisis de ganancia-pérdida en los manglares (Lucas et al. 2017). En este sentido, se realizó una combinación RGB (Tabla 3) a las imágenes mejoradas en cada periodo con su respectiva polarización, con el objetivo de intensificar la retrodispersión de los manglares en cada canal. Además, se determinaron los cambios producidos a partir de la división de las polarimetrías (cociente) entre 1996-2007HH, 2007-2017HH y 2007-2017HV.

**Tabla 3.** Combinaciones RGB para la determinación visual de los cambios.

**Table 3.** RGB combinations for visual determination of changes.

Visual	Polarización	Rojo	Verde	Azul
1996/2007/1996	HH	1996	2007	1996
2007/2017/2007	HH+HV	2007	2017	2007

### Detección de los cambios en la cobertura de manglar

Se digitalizaron visualmente un conjunto de 160 polígonos basados en las recomendaciones de (Congalton 1991). Se identificaron los cambios visuales presentados (ganancias y pérdidas) en los periodos 1996-2007 y 2007-2017 de acuerdo con la interpretación visual y espectral de las bandas ratio. Adicionalmente, se utilizó el mapa global de referencia de manglares para el año 2010 creado a partir de datos ALOS PALSAR y Landsat (ópticos) de la iniciativa Global Mangrove Watch (GMW, por sus siglas en inglés) (Bunting et al. 2018) para definir el límite de la cobertura de manglares y tener una referencia de la distribución de los manglares en el área de estudio. Con el fin de reportar en detalle las ganancias y pérdidas en el PNNS, se calcularon los cambios de cobertura de manglar para las bocananas de Guacama, Sanquianga y Amarales.

### Validación de las detecciones de cambio

Para la validación de los polígonos resultantes, se utilizó una imagen Landsat 7 Coleccion1 de 30 metros de resolución espacial

de febrero de 2007 (USGS 2021). Dicha imagen se utilizó para identificar visualmente y contrastar las zonas con polígonos de ganancia y pérdida reflejados por las imágenes SAR para el periodo 1996-2007. Posteriormente, para la validación de los polígonos en el periodo 2007-2017 se utilizó el mosaico de imágenes PlanetScope del año 2017 con resolución espacial menor a 5 metros, este se accedió desde la Iniciativa Internacional Noruega de Clima y Bosques (NICFI, por sus siglas en inglés). <https://www.planet.com/nicfi/>. Para el cálculo de la precisión de los polígonos de ganancia y pérdida generados a partir de las imágenes SAR, se utilizó el enfoque de ecuaciones propuesto por (Estoque et al. 2018) donde se elaboró una matriz de confusión para el conteo de polígonos verdaderos positivos y falsos negativos (Tabla 4) utilizados para evaluar y mejorar la calidad de nuestros mapas.

**Tabla 4.** Parámetros para la evaluación de la precisión de las detecciones.

**Table 4.** Parameters for the evaluation of detection accuracy.

Clasificación	Ecuación	Observación
Verdaderos positivos (VP)	$P_t = \frac{TP}{VTP + FP} * 100$	Número de polígonos correctamente clasificados y validados por ganancia o pérdida en el periodo t.
Falsos negativos (FN)	$E_t = 100 - P_t$	Número de polígonos incorrectamente clasificados y validados para la pérdida para el periodo t.

Dónde:

$P_t$ : Precisión a lo largo del periodo.

$VP$ : Verdaderos positivos.

$FP$ : Falsos positivos.

$E_t$ : Porcentaje de error en el periodo.

### Estimación de la biomasa y de las reservas de carbono aéreo

La AGB se determinó con base a lo desarrollado por (Nesha et al. 2020) en los manglares de Kalimantan Oriental en Indonesia (Ecuación 1). Quienes calcularon la AGB a partir de datos ALOS PALSAR. Para determinar las existencias de C, la AGB se multiplicó por un factor de 0.5 (IPCC 2007). Complementariamente, el C se multiplicó por un factor de 3.67, donde, se determinó el dióxido de Carbono equivalente ( $CO_{2eq}$  en Gg/hectárea) en función de la extensión de los manglares (39 197.06 ha según la base global de manglares) que corresponde a una medida universal para determinar las emisiones evitadas en caso de deforestación de los manglares (IPCC 2007).

$$AGB = 777.99 + 31.95 * (HV); R^2 = 0.89 \quad (\text{Ec. 1})$$

Donde:

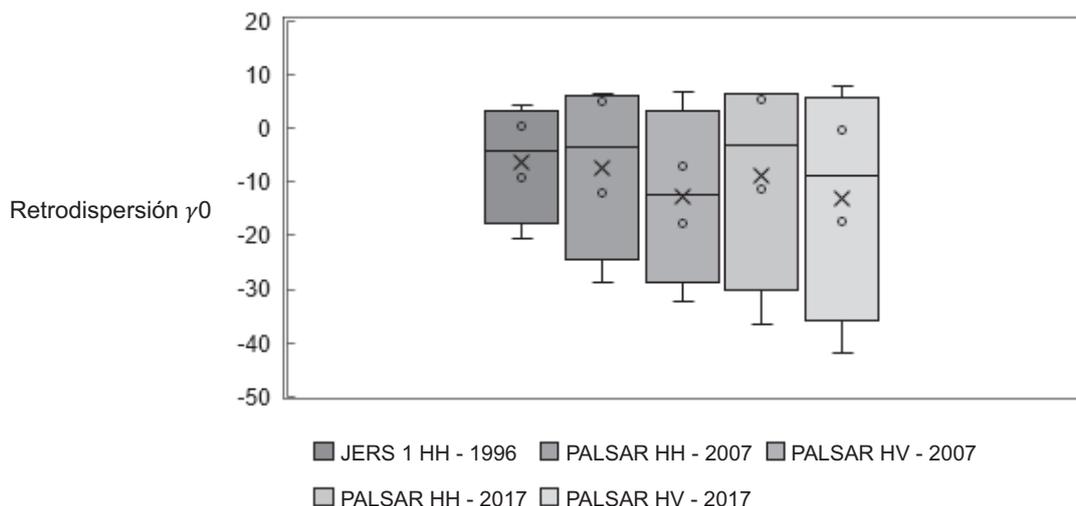
AGB: Biomasa aérea en Toneladas/ha

HV: Polarización.

## Resultados

### Preprocesamiento de las imágenes SAR

Las imágenes SAR mostraron una mejora visual en la distribución de los valores de sus píxeles. Se observó una disminución significativa del efecto de moteado en todas las polarizaciones. La imagen JERS-1 de 1996 presentó una diferencia en los valores medios de retrodispersión  $\gamma^0$  respecto a 2007 y 2017 para la misma polarización HH de 2.71 y 2.16, respectivamente (Fig. 3).



**Figura 3.** Valores de retrodispersión para las diferentes polarizaciones de las imágenes SAR. Donde: X muestra el marcador medio de la serie y  $\circ$  muestra los puntos de datos que se encuentran entre la línea del bigote inferior y el bigote superior.

**Figure 3.** Backscatter values for the different polarizations of the SAR images where: X shows the middle marker of the series and  $\circ$  shows the data points that lie between the lower whisker line and the upper whisker line.

Para el periodo 1996-2007 HH (Fig. 4A), se observó un incremento en algunas áreas donde se observó el color verde, indicando un aumento en la retrodispersión. Estas áreas se ubicaron principalmente en la zona central y en el suroriente del PNNS.

Los colores rojos intensos indicaron una disminución en la retrodispersión de la señal; estos fueron más visibles al sur del PNNS. De igual manera, para el periodo 2007-2017 HH (Fig. 4B) las zonas de color verde aumentaron, siendo visible la aparición de islas con vegetación de manglar hacia la zona sur del PNNS. Las zonas con baja retrodispersión en rojo se mantuvieron sobre las zonas costeras al sur y al occidente mejorando la visualización, sin embargo, algunos sectores de cuerpos de agua presentaron tonalidades verdosas en esta polaridad que indica un aumento en la retrodispersión.

Finalmente, dentro de la visualización de la polaridad VH para el periodo 2007-2017 (Fig. 4C), se observó una disminución del brillo en la imagen, marcando en un tono verde oscuro y se observaron mejor las pérdidas de retrodispersión. Por otro lado, los tonos verdosos en las masas de agua disminuyeron, sin embargo, se identificaron errores en el retorno de la señal del radar en la imagen de 2017.

Se determinó los valores promedio en la retrodispersión de los polígonos de cambio, el valor de  $\gamma_0$  fue mayor en la relación de imágenes del periodo 2007-2017 referente al periodo 1996-2007 (Tabla 5). El valor promedio de retrodispersión para los manglares estables en cada fecha se registró en 1.39 y -0.63 para el periodo 1996-2007 y 2007-2017 respectivamente.

#### Validación de las detecciones de cambio

Se registraron las falsas detecciones para los periodos de 1996-2007 y 2007-2017 (Fig. 5A), principalmente, correspondieron a polígonos que se clasificaron como verdaderos y falsos positivos, visualmente y con la ayuda de las imágenes Landsat 7 y PlanetScope de ambas fechas se eliminaron manualmente (Fig. 5B). La imagen ALOS/PALSAR de 2017 presentó más falsas detecciones debido a que se registraron errores en la retrodispersión de la señal sobre algunas zonas que afectaban a cuerpos de agua.

Para los periodos 1996-2007 se encontraron 1049 FP, para el periodo 2007-2017 se halló 960 VP. La precisión en las categorías de pérdida para ambos periodos fue de 40.43 y 18.42% respectivamente (Tabla 6). Por el contrario, la categoría de ganancia re-

gistró una precisión del 98.26% para el periodo de 1996-2007 siendo este periodo el que registró el mayor número de polígonos de ganancia de manglares.

#### Detección de los cambios en la cobertura de manglar

Se encontró las mayores ganancias en el periodo 1996-2007 con 247.56 ha (Fig. 6) mientras que en el periodo 2007-2017 las ganancias de manglar solo alcanzaron 118.71 ha. Para el caso de las pérdidas, los valores fueron para ambos periodos de 48.79 ha y 73.51 ha respectivamente. Asimismo, se registró una ganancia neta de 243.97 ha en todo el periodo de estudio (1996-2017).

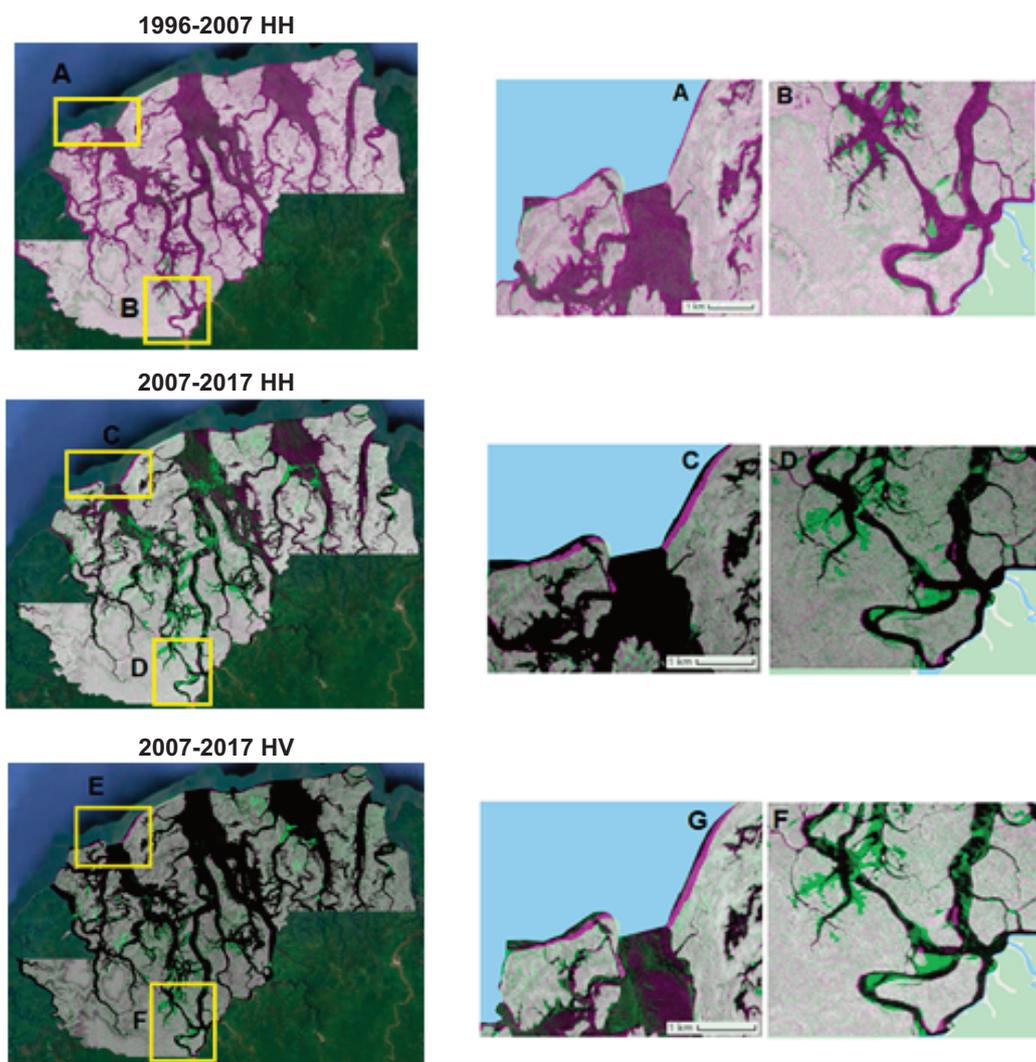
Las mayores pérdidas acumuladas de manglares para ambos periodos se presentaron sobre la bocana Guacama donde se registró 83.75 ha (Fig. 7). La bocana de Sanquianga mostró la mayor acumulación de ganancias de manglar, alcanzando un total de 192.26 ha, seguida por Guacama con 161.39 ha. La bocana de Amarales fue la que presentó una mayor estabilidad, con una ganancia de 12.62 ha y pérdidas de 5.98 ha.

Visualmente, se observó que las mayores ganancias de manglares se localizaron al sur, sobre la entrada del río Sanquianga al PNNS (Fig. 8). La mayor diferencia entre las ganancias y pérdidas de manglares se encuentra en la zona centro-sur y occidental del PNNS. La diferencia entre las ganancias y pérdidas fue mucho menor en la zona oriental del río Aguacatal y estas se localizaron sobre la zona costera.

#### Estimación de la biomasa y de las reservas de carbono aéreo

La AGB estimada para el año 2007 tuvo un rango entre 0.12 - 536.52 Ton/ha con un promedio de 361.14 Ton/ha, asimismo, para el año 2017 tuvo un rango entre 0.05 - 767.11 Ton/ha con un promedio de 393.15 Ton/ha lo que reflejó un incremento de 32.01 Ton/ha en 10 años (Fig. 9).

Por otro lado, las reservas de C se ubicaron en promedio para 2007 y 2017 en 180.57 y 196.58 TonC/ha distribuidas de forma continua mayormente en el flanco derecho del río Sanquianga y el río Aguacatal, al noroccidente del PNNS (Fig. 10). El total de AGB para el año 2007 y 2017 se estimó en 14 155 626.2 y 15 410 324.1 toneladas respectivamente, Asimismo, las reservas de C también se estimaron en 7 077 813.12 y 7 705 162.07 toneladas respectivamente. Las estimaciones de emisiones evitadas por la deforestación de los manglares del PNNS para el año 2007 y 2017 se establecieron en 25 975 574.17 y 28 277 944.8 GgCO<sub>2eq</sub> respectivamente.



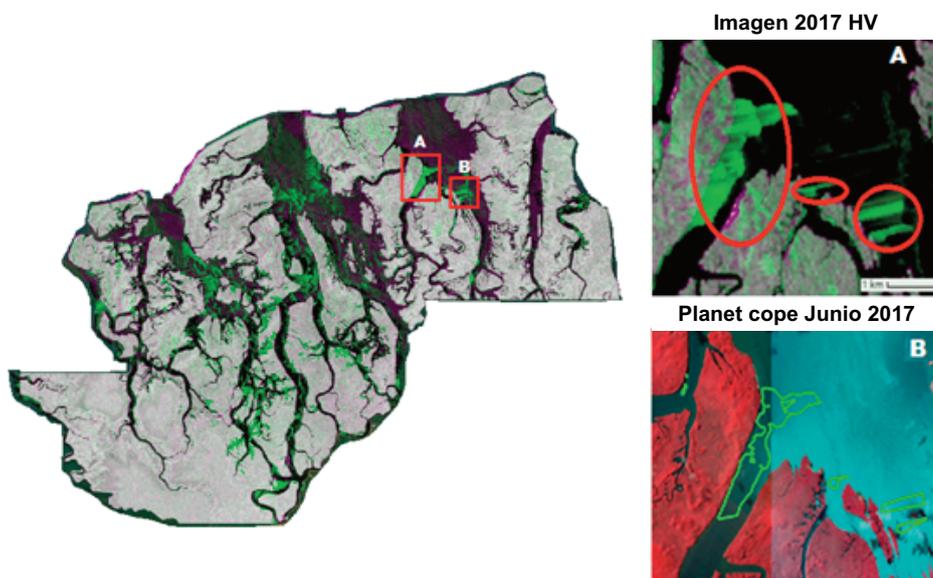
**Figura 4.** Ejemplos de la visualización de la combinación RGB en las diferentes polarizaciones de las imágenes SAR. Ganancias y pérdidas de manglar. El color verde indica la ganancia de manglar principalmente localizado alrededor de grandes tributarios. El color rojo muestra la pérdida de manglar en la zona costera asociado principalmente con procesos erosivos e incrementos en el nivel medio del mar.

**Figure 4.** Examples of the visualization of the RGB combination in the different polarizations of the SAR images. Mangrove gains and losses. Green color indicates mangrove gain mainly located around large tributaries. The red color shows the loss of mangrove in the coastal zone, mainly coastal zone mainly associated with erosion processes and increases in mean sea level.

**Tabla 5.** Valores de retrodispersión registrados para las imágenes SAR.

**Table 5.** Backscatter values registered for the SAR images.

Imagen	Pérdida		Ganancia		Estable	
	Prom	Std	Prom	Std	Prom	Std
Ratio 1996-2007	13.72	3.07	-6.85	2.44	1.39	1.27
Ratio 2007-2017	15.9	3.03	-14.51	1.92	-0.63	1.41



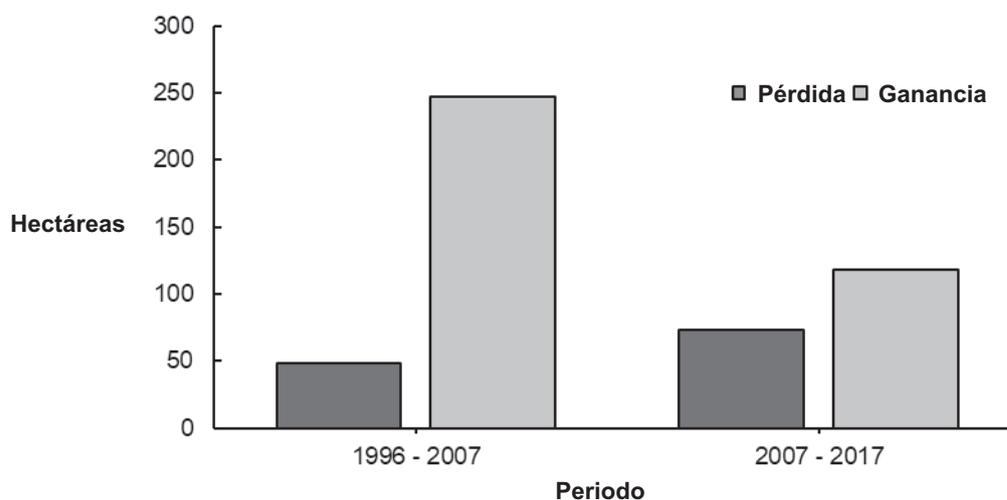
**Figura 5.** Ejemplo del control de calidad visual en imágenes ópticas y SAR. A) Identificación de errores en la señal SAR 2007/2017 HV, B) Eliminación de polígonos al verificar en la imagen Planet.

**Figure 5.** Example of visual quality control in optical and SAR images. A) Identification of errors in the SAR signal 2007/2017 HV, B) Elimination of polygons when verifying in the Planet image.

**Tabla 6.** Ganancias y pérdidas de manglares en los polígonos del PNNS.

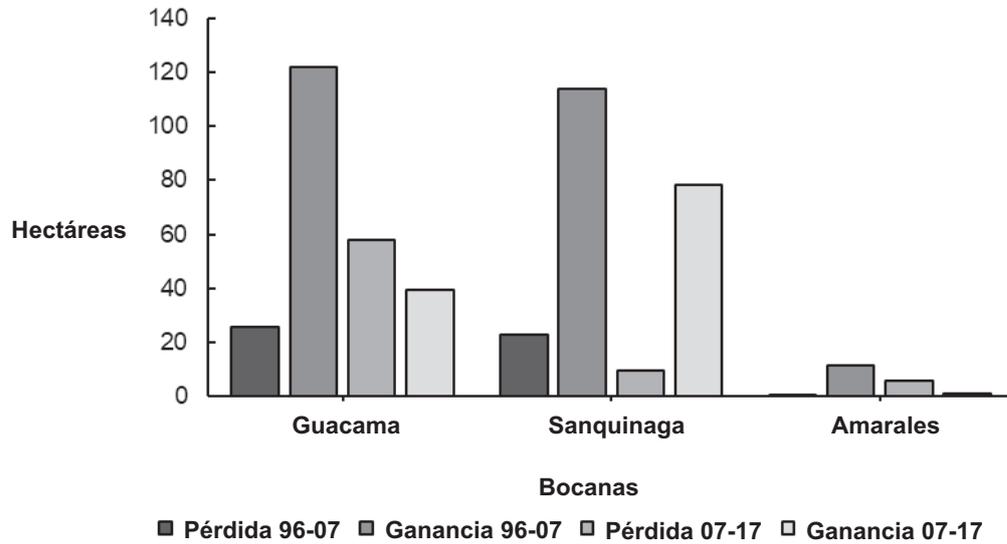
**Table 6.** Mangrove gains and losses in PNNS polygons.

Parámetro	Periodo			
	1996-2007		2007-2017	
	Pérdida	Ganancia	Pérdida	Ganancia
Polígono VP	712	960	14	259
Polígono FP	1049	17	62	92



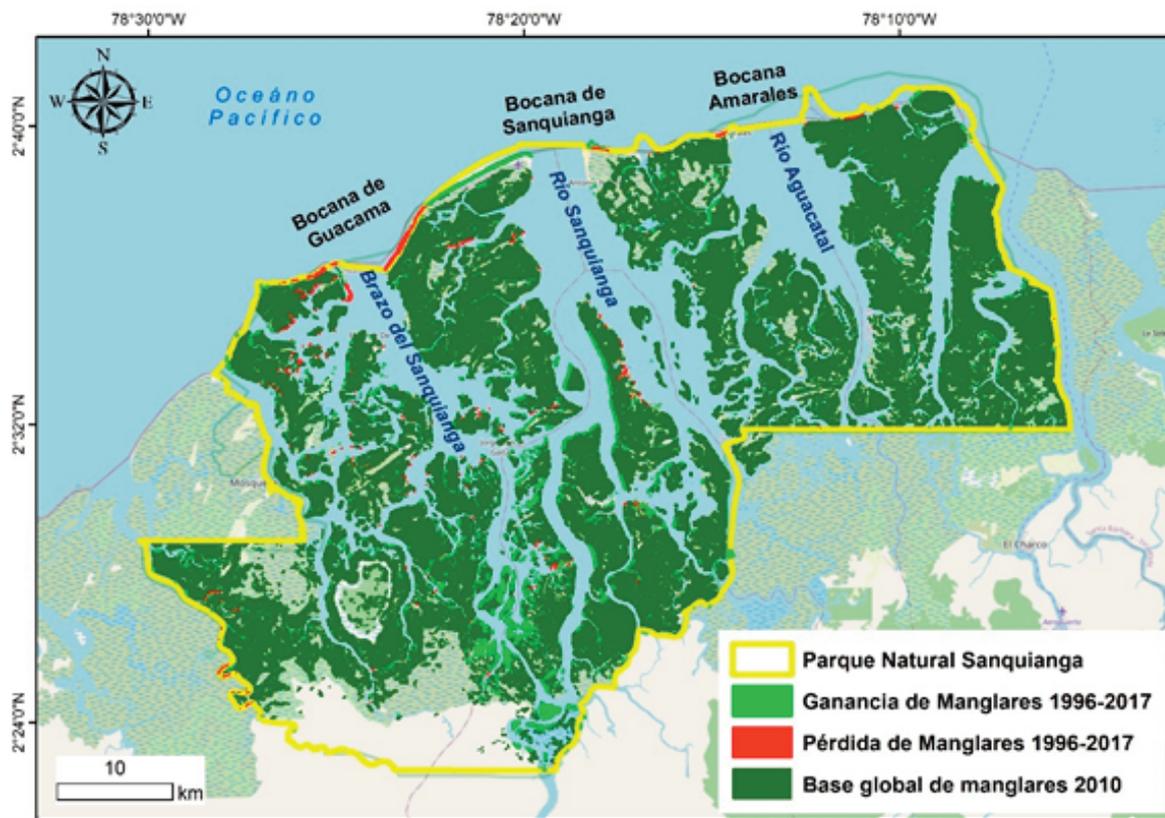
**Figura 6.** Análisis de los cambios en los bosques de manglares registrados en el PNNS.

**Figure 6.** Analysis of changes in mangrove forests registered in the PNNS.



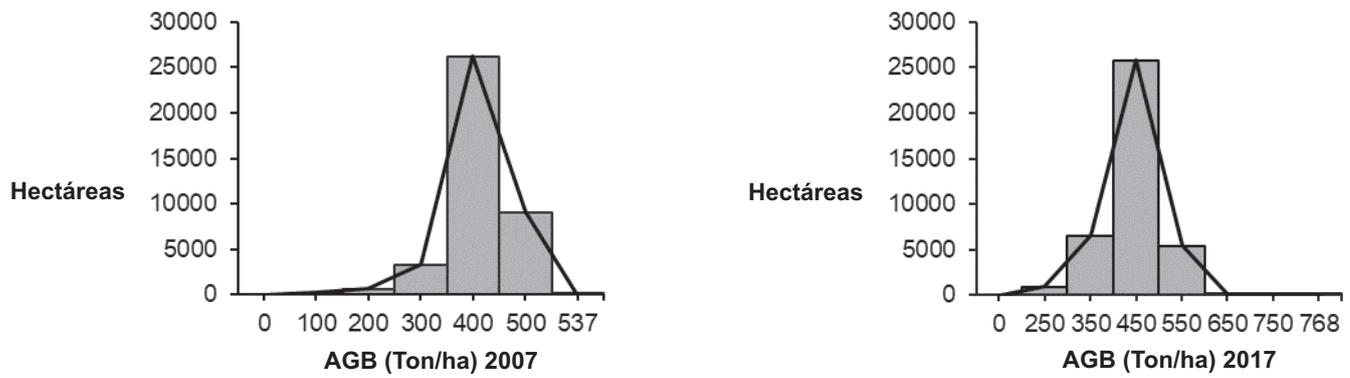
**Figura 7.** Análisis de los cambios en los bosques de manglares registrados en las bocanas del PNNS.

**Figure 7.** Analysis of changes in mangrove forests registered in the mouths of the PNNS.



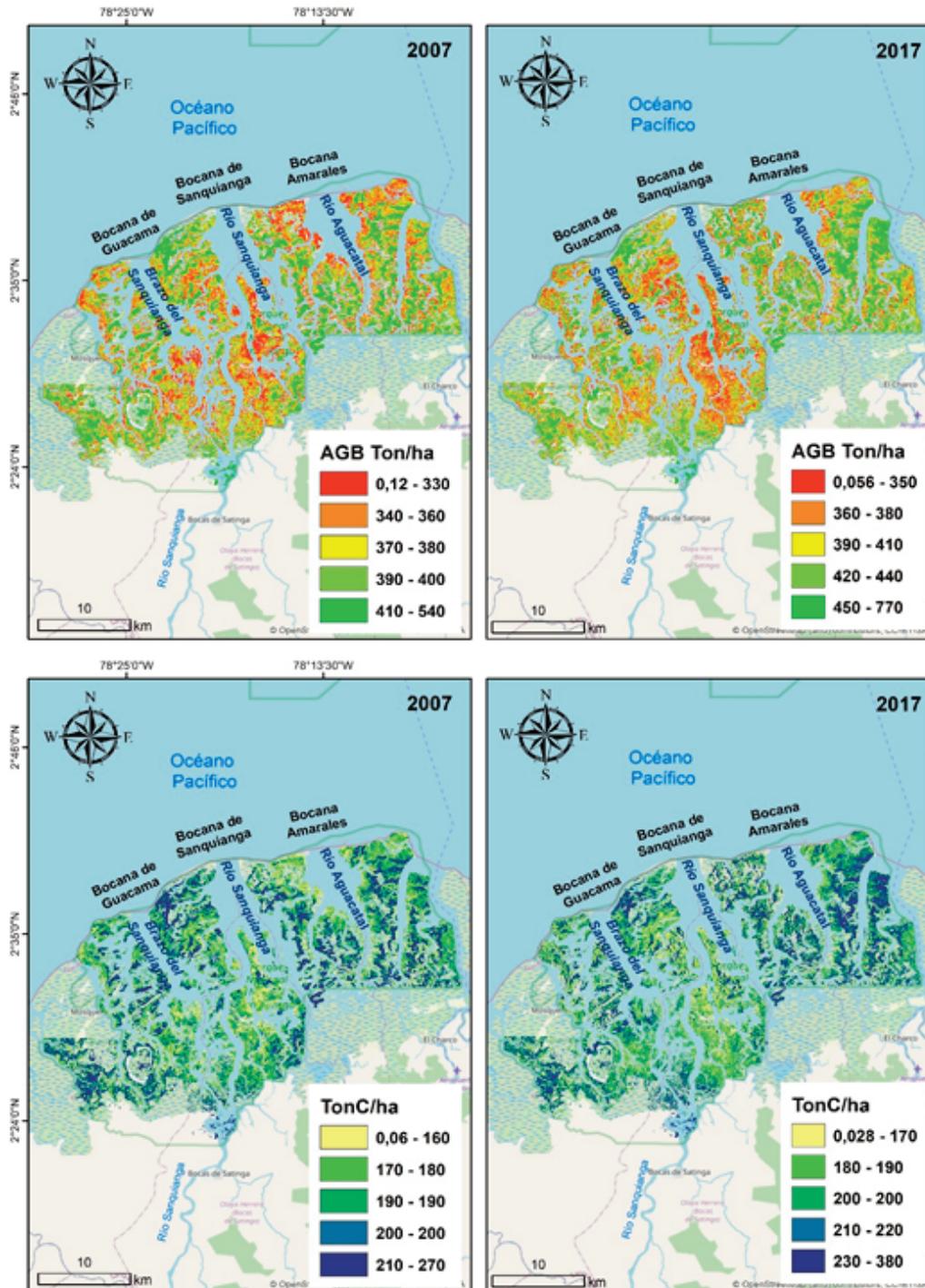
**Figura 8.** Visualización de la ganancia y pérdida de manglares 1996-2007 y 2007-2017 en PNNS.

**Figure 8.** Visualization of mangrove gain and loss 1996-2007 and 2007-2017 in PNNS.



**Figura 9.** Histograma de distribución de los contenidos de AGB en el PNNS.

**Figure 9.** Histogram of AGB content distribution in the PNNS.



**Figura 10.** Mapa de biomasa aérea (AGB Ton/ha) y Carbono aéreo (TonC/ha) estimado del PNNS.

**Figure 10.** Map of aboveground biomass (AGB Ton/ha) and estimated aboveground carbon (TonC/ha) of the PNNS.

## Discusión

Los mosaicos JERS-1 (1996) y ALOS-PALSAR (2007 y 2017) representan una ventaja sobre los productos ópticos como Landsat, ya que permiten una mejor delineación de la estructura del bosque de manglar (Simard et al. 2002; Lucas et al. 2007; Lucas et al. 2009). Las composiciones RGB utilizadas en este estudio ayudaron a la identificación visual óptima de los patrones de ganancia y pérdida, se observó un aumento de la retrodispersión en ambas polarizaciones para ambos períodos de análisis. La composición de imágenes SAR proporciona visualmente características propias para inferir los cambios que se producen en los manglares a lo largo del tiempo (Thomas et al. 2017).

Nuestro estudio muestra un incremento en la cobertura del área con manglar. Encontramos un aumento neto de 243.97 ha de manglares en 21 años (1996-2017), lo que sugiere una expansión de nuevos terrenos con manglar. Esta afirmación coincide con lo reportado en el estudio de Murillo-Sandoval et al. (2022) donde usando trayectorias de cambio con imágenes Landsat (36 años) identificaron las ganancias en la cobertura de manglar del PNNS en dos años específicos 1987-1988 y 1997-1998 coincidiendo con el evento climático del Niño. La ganancia de manglar es evidente en la entrada aguas abajo del Río Sanquianga al PNNS. Por otro lado, las pérdidas de manglares alcanzaron las 122.30 ha. Las mayores pérdidas de manglar se presentaron sobre el brazo del Sanquianga hacia la desembocadura de la Bocana de Guacama, también sobre el Río Sanquianga y su desembocadura, esto se debería a las altas tasas de sedimentación y acreción en los ríos que drenan al océano. Según el estudio reportado por Murillo-Sandoval et al. (2022) las principales pérdidas de manglares en el PNNS se registran sobre las líneas de costa y en zonas dispersas donde aproximadamente 500 ha de manglares se perdieron a lo largo de 36 años (1984-2020).

La división del río Patía incrementó la descarga de agua al río Sanquianga y gradualmente influyó en la composición, distribución, y cobertura de los manglares dentro del PNNS. Esto coincide con lo reportado por Parra y Restrepo-Ángel (2014), quienes atribuyen la pérdida de manglares a la erosión de los bordes de los ríos y los procesos de sedimentación acelerada. El incremento de caudal afectó las bocas de Caguama y Sanquianga, pero en menor grado a la bocana de Amarales. El estudio de Restrepo (2012) sobre ese estuario implementando imágenes Landsat MSS y TM reportó pérdidas de manglares de 1660 ha y ganancias de manglares alrededor de las 1000 ha en un periodo de tiempo de 15 años (1986-2001) atribuyendo la dinámica al notable aumento de la descarga de agua que impulsó el canal Naranjo y que condicionó los patrones de sucesión de la vegetación, siendo hábitats dinámicos por cambios geomorfológicos en llanuras deltaicas activas como lo son las bocanas Guacama y Sanquianga (Parra y Restrepo-Ángel 2014).

La integración de los datos SAR y ópticos permitió la validación de las ganancias y pérdidas similar a lo descrito por Thomas et al. (2015); Thomas et al. (2017). La precisión para la pérdida de manglar (<56%) fue menor que para la ganancia de manglar (>74%). Esto se debe a que las áreas identificadas con pérdidas tienen una baja retrodispersión y atenuación de la señal SAR, reflejando una similitud con la proporcionada por los cuerpos de agua. Adicionalmente, el mosaico ALOS/PALSAR de 2017 presentó errores localizados en la retrodispersión de la señal aumentando los polígonos clasificados como Falsos Positivos.

La comparación de nuestro método para estimar AGB y C se encuentra entre los rangos reportados por estudios globales y locales. Encontramos un promedio de AGB en manglares de 361.14 Ton/ha y 393.15 Ton/ha para 2007 y 2017 respectivamente. Nuestras estimaciones de AGB se encuentran un 32% por encima del rango reportado usando análisis globales para manglares de Colombia (Simard et al. 2019). Sin embargo, son inferiores al reportado por Castellanos-Galindo et al. 2021 para manglares en zonas aledañas al PNNS (579.4 y 667.6 Ton/ha) quienes realizaron mediciones de AGB y reservorios de C in situ. Además, estos autores

obtuvieron diferencias entre las dos ecuaciones utilizadas para la estimación de AGB, debido a que las ecuaciones utilizadas fueron para la especie *Rhizophora mangle* (manglar rojo) y la otra fue para árboles Pantrópicos, siendo un factor para tener en cuenta para futuras estimaciones de los contenidos de AGB. La oferta de C de los bosques de manglar del PNNS se estimó en 180.57 y 196.58 TonC/ha para 2007 y 2017 respectivamente, valores por encima (entre el 42 y 46%) a los reportados por Alongi (2020) para manglares de colombianos.

Las emisiones evitadas por deforestación reportadas en este estudio son las primeras obtenidas para el PNNS utilizando SAR en banda L. Esto se convierte en una oportunidad para reconocer el potencial que poseen los manglares del PNNS en reducir las emisiones de gases de efecto invernadero. El PNNS junto con el resto de los manglares en el Pacífico colombiano pueden contribuir al desarrollo de estrategias nacionales de mitigación al cambio climático y la preservación de los servicios ecosistémicos. El desarrollo de proyectos de Carbono Azul podría contribuir a un desarrollo sustentable de esta región (Zeng et al. 2021).

Los manglares del PNNS están sometidos a presiones adicionales como son las especies invasoras, la sobrepesca, los patógenos y la mala disposición de desechos sólidos (Parques Nacionales Naturales 2018). Por ejemplo, existe un fenómeno de defoliación recurrente causado por una especie de gusano, esta plaga es recurrente en esa región (Restrepo y Cantera 2013; Parques Nacionales Naturales 2018). Otros factores de presión están asociados a eventos ENSO, el cambio en los patrones climáticos han contribuido a un aumento del nivel del mar y al incremento de la salinidad y erosión en el PNNS (Parra y Restrepo 2014). Estos factores se traducen también en la pérdida de recursos hidrobiológicos para la extracción de Piangua lo que afecta su continua recolección y las actividades económicas de la región (Parques Nacionales Naturales 2018). Finalmente, la presencia de actores armados ilegales y la presencia de cultivos ilícitos sobre las zonas aledañas al PNNS trae consigo la contaminación de las aguas por el vertimiento de lixiviados derivados de actividades ilegales (Parques Nacionales Naturales 2018).

Futuros estudios deben combinar información SAR y óptica para un monitoreo más continuo de la condición del manglar. Dicha información debe ser validada con datos recogidos en campo. Establecer un diálogo con las comunidades locales es vital para recolectar información que realmente contribuya al bienestar de la gente y al mantenimiento del ecosistema. El PNNS es un área para proteger y para promover esquemas de conservación donde el pago por servicios ecosistémicos (del inglés PES) y el desarrollo de proyectos de Carbono Azul (principalmente en la captura de C orgánico) podrían ser alternativas para salvaguardar una de las áreas naturales con manglar más extensa y menos intervenidas en el territorio Americano (Zarate-barrera y Maldonado 2015).

## Conclusiones

Este estudio revela importantes cambios en términos de ganancias y pérdidas en la cobertura de los manglares en 21 años usando imágenes SAR en áreas extensas y difíciles para validar en el campo. Encontramos un incremento neto en la cobertura de los manglares de 243.97 ha. Esta ganancia está asociada a la colonización de nuevos terrenos y la migración de bancos de arena que han favorecido la colonización de nuevas áreas de manglar. Los cambios hidrológicos inducidos por el Canal Naranjo en 1972 que alteraron el sistema del estuario han gradualmente equilibrado el ecosistema evidenciando una ganancia de manglares en el PNNS.

Nuestro estudio, caracteriza de forma detallada las ganancias y pérdidas como también el contenido de AGB, C y emisiones evitadas por deforestación, esto posibilita un manejo más eficiente del ecosistema. Los contenidos de AGB se incrementaron en 32.01 Ton/ha y las existencias de C reportaron un incremento de 16.01 TonC/ha en 10 años (de 2007 a 2017), lo cual coincidió con el incremento en la cobertura de los manglares.

Las emisiones potenciales evitadas por deforestación se determinaron en 28 277 944.8 GgCO<sub>2eq</sub> para el 2017, por lo que esta área es de suma importancia para la región en términos de mitigación al cambio climático. El PNNS es potencialmente atractivo para proyectos de Carbono Azul, pero es necesario considerar otras presiones a los que esta sometidos y factores como la presencia de actores ilegales y problemas en la administración del territorio para una adecuada implementación de estos proyectos a largo plazo.

## Contribución de los autores

Mauricio Perea: Análisis formal, Conceptualización, Investigación, Metodología, Redacción de borrador original, Redacción - revisión y edición. Paulo Murillo: Análisis formal, Metodología, Redacción - revisión y edición, Supervisión.

## Financiación / agradecimientos

En especial a las capacitaciones del programa de Formación en Teledetección Aplicada (ARSET, por sus siglas en inglés) de la Administración Nacional de Aeronáutica y el Espacio - NASA. También, a la Agencia Espacial del Japón (JAXA, por sus siglas en inglés), al proveedor de datos geoespaciales "Planet" y al Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS, por sus siglas en inglés) por la disponibilidad de datos geoespaciales SAR y ópticos de acceso libre para la toma de decisiones en el seguimiento mundial de manglares.

## Referencias

- Alongi, D.M. 2014. Carbon cycling and storage in mangrove forests. *Annual Review of Marine Science* 6: 195-219.
- Alongi, D.M. 2020. Global significance of mangrove blue Carbon in climate change mitigation. *Sci* 2(67): 1-15.
- Alonso, D., Barbosa, H., Duque, M., Gil, I., Morales, M., Navarrete, S., Nieto, M., et al. (Eds.) 2014. *Conceptualización del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas en Colombia*. Serie de Publicaciones Generales del Invermar No 80, Santa Marta, Colombia.
- Anaya, J.A., Gutiérrez-Vélez, V.H., Pacheco-Pascagaza, A.M., Palomino-Ángel, S., Han, N., Balzter, H. 2020. Drivers of forest loss in a megadiverse hotspot on the pacific coast of Colombia. *Remote Sensing* 12(8): 1-16.
- Belokurov, A., Baskinas, L., Biyo, R., Clausen, A., Dudley, N., Guevara, O., Lumanog J., et al. (Eds.) 2016. *Climate Adaptation Methodology for Protected Areas (CAMP): Coastal and Marine*. WWF- World Wildlife Fund, Gland, Suiza.
- Bunting, P., Rosenqvist, A., Lucas, R.M., Rebelo, L., Hilarides, L., Thomas, N., Hardy, A., et al. 2018. The global mangrove watch - A new 2010 global baseline of mangrove extent. *Remote Sensing* 10(10): 1-19.
- Cardenas, J.C. 2014. Social preferences among the people of Sanquianga in Colombia. En: J. Ensminger., J. Henrich (Eds.), *Experimenting with Social Norms: Fairness and Punishment in Cross-Cultural Perspective*, pp. 391-420. Russell Sage Foundation, Nueva York, USA.
- 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: 1-11.
- Congalton, R.G. 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 46: 35-46.
- Dasari, K., Anjaneyulu, L. 2015. Importance of speckle filtering in image classification of SAR data. En International Conference on Microwave, Optical and Communication Engineering (ICMOCE), Bhubaneswar, India. Disponible en: <https://ieeexplore.ieee.org/document/7489764>
- Del Valle, J.I. 1996. Los bosques de guandal del delta del río Patía (Colombia). *Revista Académica Colombiana de Ciencias* 20(78): 475-489.
- EOC-JAXA 2018. Global 25 m resolution PALSAR-2 / PALSAR mosaic and Forest / Non-Forest Map (FNF) dataset description. JAXA Earth Observation Research Center. Disponible en: [https://www.eorc.jaxa.jp/ALOS/en/palsar\\_fnf/DatasetDescription\\_PALSAR2\\_Mosaic\\_FNF\\_revH.pdf](https://www.eorc.jaxa.jp/ALOS/en/palsar_fnf/DatasetDescription_PALSAR2_Mosaic_FNF_revH.pdf)
- Estoque, R.C., Myint, S.W., Wang, C., Ishtiaque, A., Aung, T.T., Emerton, L., Makoto, O., et al. 2018. Assessing environmental impacts and change in Myanmar's mangrove ecosystem service value due to deforestation (2000-2014). *Global Change Biology* 24: 5391-5410.
- Friess, D.A., Yando, E.S., Alemu, J.B., Wong, L.W., Soto, S.D., Bhatia, N. 2020. Ecosystem services and disservices of mangrove forests and salt marshes. En: Hawkins, S.J., Evans, A.J., Dale, A.C., Firth, L.B., Hughes, D.J., Smith, I.P. (Eds.), *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, pp. 107-142. Taylor and Francis, Boca Raton, Estados Unidos.
- Giri, C., Ochieng, E., Tieszen, L.L., Zhu, Z., Singh, A., Loveland, T., Masek, J., et al. 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography* 20: 154-159.
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., Moore, R. 2017. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment* 202: 18-27.
- Goldberg, L., Lagomasino, D., Thomas, N., Fatoyinbo, T. 2020. Global declines in human-driven mangrove loss. *Global Change Biology* 26(10): 5844-5855.
- Harishma, K.M., Sandeep, S., Sreekumar, V.B. 2020. Biomass and carbon stocks in mangrove ecosystems of Kerala, southwest coast of India. *Ecological Processes* 9(1): 1-9.
- IPCC 2007. *Climate Change 2007 - The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Nueva York, Estados Unidos.
- Lucas, R.M., Mitchell, A.L., Rosenqvist, A., Proisy, C., Melius, A., Ticehurst, C. 2007. The potential of L-band SAR for quantifying mangrove characteristics and change: case studies from the tropics. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 17: 245-264.
- Lucas, R.M., Bunting, P., Clewley, D., Proisy, C., Souza-Filho, P.W. M., Viergever, K., Woodhouse, I., et al. 2009. Characterisation and monitoring of mangroves using ALOS PALSAR data. JAXA Earth Observation Research Center. Disponible en: [http://www.eorc.jaxa.jp/ALOS/en/kyoto/phase\\_1/KC-Phase1-report\\_Lucas\\_WT.pdf](http://www.eorc.jaxa.jp/ALOS/en/kyoto/phase_1/KC-Phase1-report_Lucas_WT.pdf)
- Lucas, R., Lule, A.V., Rodríguez, M.T., Kamal, M., Thomas, N., Asbridge, E., Kuenzer, C. 2017. *Spatial ecology of mangrove forests: A remote sensing perspective*. En: V.H. Rivera-Monroy, S.Y. Lee, E. Kristensen, R.R. Twilley (Eds.), *Mangrove Ecosystems: A Global Biogeographic Perspective*, pp. 87-112. Springer, Cham, Suiza.
- Lucas, R., Kerchove, R. Van De, Otero, V., Lagomasino, D., Fatoyinbo, L., et al. 2020. Remote sensing of environment structural characterisation of mangrove forests achieved through combining multiple sources of remote sensing data. *Remote Sensing of Environment* 237: 1-14.
- Maina, J.M., Bosire, J.O., Kairo, J.G., Bandeira, S.O., Mangora, M.M., Macamo, C., Ralison, H., et al. 2021. Identifying global and local drivers of change in mangrove cover and the implications for management. *Global Ecology and Biogeography* 30(10): 2057-2069.
- Morales, L. 2017. Peace and environmental protection in Colombia: Proposals for sustainable Rural development. Disponible en: [http://www.thedialogue.org/wp-content/uploads/2017/01/Envt-Colombia-Eng\\_Web-Res\\_Final-for-web.pdf](http://www.thedialogue.org/wp-content/uploads/2017/01/Envt-Colombia-Eng_Web-Res_Final-for-web.pdf)
- Murillo-Sandoval, P.J., Fatoyinbo, L., Simard, M. 2022. Mangroves cover change trajectories 1984-2020: The gradual decrease of mangroves in Colombia. *Frontiers in Marine Science*. 9: 1-14.
- Nesha, M.K., Hussin, Y.A., Van Leeuwen, L.M., Sulistoadi, Y.B. 2020. Modeling and mapping aboveground biomass of the restored mangroves using ALOS-2 PALSAR-2 in East Kalimantan, Indonesia. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 91: 1-9.
- Parques Nacionales Naturales 2018. Actualización plan de manejo Parque Nacional Natural Sanquianga 2018-2023. Parques Nacionales Naturales de Colombia. Disponible en: <https://www.parquesnacionales.gov.co/portal/wp-content/uploads/2018/06/Plan-Manejo-Adopcion-Sanquianga23-Mar-1-2.pdf>
- Parra, A.S., Restrepo-Angel, J.D. 2014. El colapso ambiental en el río Patía, Colombia: variaciones morfológicas y alteraciones en los ecosistemas de manglar. *Latin American Journal of Aquatic Research* 42(1): 40-60.
- Pham, T.D., Yokoya, N., Bui, D.T., Yoshino, K. 2019. Remote sensing approaches for monitoring mangrove species, structure, and biomass: opportunities and challenges. *Remote Sensing* 11: 1-24.
- Restrepo, J.D. 2012. Assessing the effect of sea-level change and human activities on a major delta on the Pacific coast of northern South America: The Patía River. *Geomorphology* 151, 207-223.

- Restrepo, J.D., Cantera, J.R. 2013. Discharge diversion in the Patía River delta, the Colombian Pacific: Geomorphic and ecological consequences for mangrove ecosystems. *Journal of South American Earth Sciences* 46: 183-198.
- Richards, D.R., Thompson, B.S., Wijedasa, L. 2020. Quantifying net loss of global mangrove carbon stocks from 20 years of land cover change. *Nature Communications* 11(1): 1–7.
- Rodríguez-Rodríguez, J.A., Sierra-Correa, P.C., Gómez-Cubillos, M.C., Villanueva, L.V.L. 2016. *Mangroves of Colombia*. En: Finlayson, C.M., Everard, M., Irvine, K., McInnes, R.J., Middleton, B.A. van Dam, A.A., Davidson, N.C. (Eds.), *The Wetland Book*, pp. 1–10. Springer, Dordrecht, Países Bajos.
- Sano, E.E., Ferreira, L.G., Asner, G.P., Steinke, E.T. 2007. Spatial and temporal probabilities of obtaining cloud-free Landsat images over the Brazilian tropical savanna. *International Journal of Remote Sensing* 28(12): 2739-2752.
- Santoso, A.W., Bayuaji, L., Sze, L.T., Lateh, H., Zain, J.M. 2016. Comparison of various speckle noise reduction filters on synthetic aperture radar image. *International Journal of Applied Engineering Research* 11(15): 8760-8767.
- Shimada, M., Itoh, T., Motooka, T., Watanabe, M., Shiraishi, T., Rajesh, T., Lucas, R. 2014. New global forest/non-forest maps from ALOS PALSAR data (2007-2010). *Remote Sensing of Environment* 155: 13-31.
- Simard, M., De Grandi, G., Saatchi, S., Mayaux, P. 2002. Mapping tropical coastal vegetation using JERS-1 and ERS-1 radar data with a decision tree classifier. *International Journal Of Remote Sensing* 23(7): 1461-1474.
- Simard, M., Fatoyinbo, L., Smetanka, C., Rivera-Monroy, V.H., Castañeda-Moya, E., Thomas, N., Van der Stocken, T. 2019. Mangrove canopy height globally related to precipitation, temperature and cyclone frequency. *Nature Geoscience* 12(1): 40-45.
- Tavera-Escobar, H.A. (Eds.) 2010. *Documento síntesis: Caracterización, diagnóstico y zonificación de los manglares en el departamento de Nariño*. World Wildlife Fund, Bogotá D.C, Colombia.
- Thomas, N., Lucas, R., Itoh, T., Simard, M., Fatoyinbo, L.E., Bunting, P.J., Rosenqvist, A. 2015. An approach to monitoring mangrove extents through time-series comparison of JERS-1 SAR and ALOS PALSAR data. *Wetlands Ecology and Management* 23(1): 3-17.
- Thomas, N., Lucas, R., Bunting, P., Hardy, A., Rosenqvist, A., Simard, M. 2017. Distribution and drivers of global mangrove forest change, 1996-2010. *PLoS ONE* 12(6): 1-14.
- Thomas, N., Bunting, P., Lucas, R., Hardy, A., Rosenqvist, A., Fatoyinbo, T. 2018. Mapping mangrove extent and change: A globally applicable approach. *Remote Sensing* 10(9): 1-20.
- Treviño, M., Murillo-Sandoval, P.J., 2021. Uneven consequences: Gendered impacts of shrimp aquaculture development on mangrove dependent communities. *Ocean and Coastal Management*. 210: 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.105688>
- USGS 2021. Landsat 7 Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) Collection 2 Level-1 (LE07\_L1TP\_010058\_20070205\_20200913\_02\_T1). United State Geological Survey. Disponible en: <https://doi.org/https://doi.org/10.5066/P9TU80IG>
- Worthington, T.A., Andradi-brown, D.A., Bhargava, R., Buelow, C., Bunting, P., Duncan, C., Fatoyinbo, L., et al. 2020. Harnessing Big Data to support the conservation and rehabilitation of mangrove forests globally. *One Earth* 2(5): 429-443.
- Zarate-barrera, T.G., Maldonado, J.H. 2015. Valuing blue Carbon : Carbon sequestration benefits provided by the marine protected areas in Colombia. *PLoS One* 10(5): 1-22.
- 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: 1737-1743.