

Ecosistemas 32(3): 2599 [Septiembre-Diciembre] https://doi.org/10.7818/ECOS. 2599

nttps://doi.org/10.7818/ECOS. 2599

ARTÍCULO DE INVESTIGACIÓN



REVISTA CIENTÍFICA DE ECOLOGÍA Y MEDIO AMBIENTE

ISSN 1697-2473 Open access / CC BY-NC 4.0 disponible en www.revistaecosistemas.net

Mapeo de manglares utilizando cómputo en la nube y un índice espectral específico para apoyar acciones de manejo: un caso del Caribe Colombiano semiárido

Juan J. Ruiz-Roldán¹ n, Juan F. Blanco-Libreros¹,* n, Sara R. López-Rodríguez¹ n

(1) Instituto de Biología, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Antioquia, Medellín, Antioquia, Colombia.

> Recibido el 26 de junio de 2023 - Aceptado el 18 de diciembre de 2023

Como citar: Ruiz-Roldán, J.J., Blanco-Libreros, J.F., López-Rodríquez, S.R. 2023. Mapeo de manglares utilizando cómputo en la nube y un índice espectral específico para apoyar acciones de manejo: un caso del Caribe Colombiano semiárido. *Ecosistemas* 32(3):2599. https://doi.org/10.7818/ECOS.2599

Mapeo de manglares utilizando cómputo en la nube y un índice espectral específico para apoyar acciones de manejo: un caso del Caribe Colombiano semiárido

Resumen: El mapeo de manglares es la base para la zonificación con fines de manejo sostenible a escala sub-nacional. Sin embargo, muchas autoridades ambientales no cuentan con cartografía actualizada de manglares y usualmente el presupuesto disponible para la validación de campo es limitado. El objetivo de este artículo fue estimar el desempeño del Índice de Vegetación de Manglar (IVM) para la actualización de la extensión del manglar en un área semi-árida del Caribe Sur. Se empleó el departamento de Sucre (Colombia) como ejemplo para la reconstrucción multi-temporal (2017-2021) basada en el IVM, imágenes Sentinel 2 y cómputo en Google Earth Engine. La validación de campo fue asistida con sobrevuelos de un vehículo aéreo no tripulado de bajo costo (DJI Phantom 3 Advanced) para observar áreas de difícil acceso en el interior de parches grandes. La extensión del manglar varió significativamente entre temporadas de lluvia y sequía, producto del cambio de verdor. Mediante la construcción de un mosaico multi-temporal se estimaron 8924 ha (coeficiente *Kappa*: 0.78), cubriendo todas las categorías de manejo. Comparaciones con estimaciones previas realizadas por esfuerzos globales y nacionales mostraron un alto grado de consistencia. Se concluyó que el método, pese a su simplicidad, es una alternativa rápida para actualizar las zonificaciones de manglares en regiones semiáridas de Colombia. Se discuten las ventajas y desventajas del método.

Palabras clave: cobertura vegetal; Colombia; Google Earth Engine; Índice de Vegetación de Manglar; sensoramiento remoto; Sistemas de Información Geográfica

Mangrove mapping using cloud computing and a specific spectral index to support management activities: a semi-arid Colombian Caribbean case study

Abstract: Mangrove mapping is the foundation for sustainable management-driven zoning at sub-national scales. However, many environmental authorities do no have access to updated mangrove cartography and budget for field validation is usually limited. The objective of this article was to assess the performance of the Mangrove Vegetation Index (MVI) to update mangrove extent in a semi-arid area in the Southern Caribbean. The Sucre State (Colombia) was used as a sample area for a multi-temporal reconstruction (2017-2021) based on MVI, Sentinel 2 imagery, and Google Earth Engine computing. Field validation was assisted with above-ground observation using a commercial-grade un-tripulated aerial vehicle (DJI Phantom 3 Advanced) to explore difficult access internal areas in large patches. Mangrove area varied significantly between rainy and dry seasons due to a change in greenness. A total of 8924 ha (*Kappa* coefficient: 0.78) were estimated using a multi-temporal mosaic, covering all management categories. Comparison with previous estimates by global and national efforts showed a great degree of consistency. We concluded that this simple method offers a rapid alternative for updating mangrove zoning in semi-arid regions in Colombia. Advantages and limitations of the method are discussed.

Key words: vegetation cover; Colombia; Google Earth Engine; Mangrove Vegetation Index; remote sensing; Geographic Information Systems

Introducción

Los manglares son ecosistemas asentados en las zonas intermareales tropicales y subtropicales, compuestos por comunidades con baja riqueza de plantas leñosas, adaptadas a condiciones de alta salinidad, suelos blandos, anegados y con bajos niveles de oxígeno disuelto (Friess et al. 2019; 2020a). Estos prestan muchos servicios ecosistémicos altamente valorados,

tales como la protección de la línea costera frente a procesos erosivos, la remoción de nutrientes en los cuerpos de agua, la captura de carbono sobre y bajo la superficie del suelo, entre otros, por lo cual son considerados ecosistemas valiosos en la lucha contra el calentamiento atmosférico (Friess et al. 2020a; 2020b). No obstante, estos ecosistemas presentan un alto nivel de amenaza, registrándose para inicios del siglo XXI una pérdida anual promedio entre el 0.16% y 0.39% de su cobertura,

^{*}Autor de correspondencia: J. F. Blanco-Libreros [juan.blanco@udea.edu.co]

siendo la causa principal el cambio de uso del suelo para fines de producción agrícola y acuícola o para el establecimiento de asentamientos humanos (Friess et al. 2019; Hamilton y Casey 2016). Por lo anterior, el monitoreo del cambio de la cobertura global de los manglares y sus causas se ha situado como una actividad de vital importancia para garantizar la permanencia de estos ecosistemas y sus servicios (Thomas et al. 2017; Worthington et al. 2020).

La cartografía de manglares a nivel global ha avanzado rápidamente desde hace más de una década (Giri et al. 2011; Bunting et al. 2022). Se han superado limitantes para su mapeo relacionadas con la compleja naturaleza del ecosistema, que incluye la oscilación mareal, la defoliación estacional o irregular, el cambio en la humedad de las plantas y del sustrato, el cambio en el ángulo de las hojas y las diferencias espectrales de la reflectancia entre las especies presentes (Thomas et al. 2017; Younes-Cárdenas et al. 2017; Gupta et al. 2018; Hu et al. 2020; Bunting et al. 2022). Además del uso de índices espectrales para detectar vegetación en general, se han desarrollado algoritmos específicos para manglares, siendo la propuesta más reciente el Índice de Vegetación de Manglar (IVM), que se basa en la detección simultánea de la humedad y de la reflectancia de la cobertura vegetal (Baloloy et al. 2020). Por otra parte, la plataforma Google Earth Engine (GEE) es una interfase que ha permitido el acceso a gran cantidad de información satelital de distintas fuentes y periodos de tiempo, mediante código abierto y cómputo en la nube (Gorelick et al. 2017). Por tal motivo, los esfuerzos de mapeo de manglar y de su condición de salud usando GEE y uno o varios índices espectrales han venido proliferando (Pimple et al. 2018; Yancho et al. 2020; Ghorbanian et al. 2021; Murillo-Sandoval et al. 2022; Selvaraj y Gallego-Pérez 2023a; 2023b).

En Colombia, decimotercer país en el mundo con mayor extensión de manglar y cuarto en Suramérica (Hamilton y Casey 2016), se han hecho grandes esfuerzos de manejo sostenible mediante la implementación de herramientas como la zonificación desde mediados de los años 1990s y desde 2002 existe el "Programa Nacional de Manglares", el cual se encuentra en proceso de actualización (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible [MADS] 2023). Este propone que los manglares en jurisdicción de los departamentos costeros (Unidad Administrativa de Nivel 2) deben ser clasificados en una de tres categorías: 1) Recuperación, 2) Uso sostenible y 3) Conservación. Este proceso de zonificación u ordenamiento con fines de manejo es llevado a cabo por cada una de las corporaciones autónomas ambientales (autoridades ambientales) de cada departamento. De esta manera se busca que las áreas de manglar con mayor valor ecológico estén protegidas o sean utilizadas sosteniblemente. También obliga a que aquellas que han sido degradadas sean objeto de acciones de restauración. Sin embargo, los ejercicios cartográficos llevados a cabo por las autoridades ambientales durante las pasadas dos décadas utilizaron diferentes métodos de sensoramiento remoto (con diferentes plataformas satelitales y resoluciones espaciales) que no están disponibles al público (Blanco-Libreros et al. 2022). Por otra parte, los escasos ejercicios académicos de mapeo de manglares a escala sub-nacional también se han realizado mediante el uso de distintas metodologías y distintas fuentes de sensores remotos (Simard et al. 2008; Blanco et al. 2012; Perea-Ardila et al. 2019; Perea-Ardila y Murillo-Sandoval 2022; Selvaraj y Gallego-Pérez 2023a; 2023b). Hasta 2022 el país no contaba con una cartografía oficial actualizada con métodos unificados, debido a limitaciones tecnológicas y logísticas, lo cual fue superado mediante el empleo de cómputo en la nube y clasificaciones multi-espectrales (Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras [INVEMAR] 2022). Ahora corresponde a las corporaciones autónomas regionales verificar los mapas de manglares en sus jurisdicciones y zonificar las áreas de acuerdo a los criterios establecidos en la Resolución 1263 de 2018 del MADS y realizar actualizaciones posteriores con frecuencia

anual. Esto requiere que se popularice el uso de los métodos de cómputo en la nube y de diferentes índices espectrales que tengan mejor desempeño bajo las condiciones climáticas de cada jurisdicción. Esta situación es similar a la de otros países de Latinoamérica.

El Caribe Colombiano ofrece una oportunidad para someter a prueba el desempeño del cómputo en la nube y el uso del IVM dado que presenta condiciones climáticas que varían desde semi-húmedo en el sur hasta desérticas en el norte (Blanco-Libreros et al. 2022), condiciones que también se observan en la cuenca del Gran Caribe y Latinoamérica en general (Adame et al. 2021). En la parte central, el departamento de Sucre se encuentra bajo un régimen climático semiárido con un amplio espectro de condiciones geomorfológicas (desde un gran delta hasta pequeños islotes coralinos) que permiten el asentamiento de manglares de diferentes tipos fisionómicos (ribereño, cuenca, borde e islote), que cuentan con una zonificación para el manejo previa y varias áreas protegidas declaradas (Blanco-Libreros y Ramírez-Ruíz 2021; Blanco-Libreros et al. 2022). Por lo tanto, es un área modelo, representativa de gran parte del Caribe colombiano. Los objetivos de este estudio fueron: 1) establecer si la variabilidad intra- e inter-anual en el verdor de la vegetación de manglar tienen efecto en el área estimada para toda la jurisdicción, 2) producir un mapa sintético de la cobertura de manglar con una resolución mínima de 1 ha, y 3) estimar las áreas bajo diferentes categorías de manejo de la zonificación y en las áreas marinas protegidas de orden nacional y departamental.

Materiales y métodos

Área de estudio

En la costa bajo la jurisdicción de la Corporación Autónoma Regional de Sucre (CARSUCRE) se han reportado 12 683 ha de cobertura de manglar, divididas en 12 áreas de manejo según la zonificación realizada en 2002-2006 (Fig. 1). De estas áreas, tres se encuentran en la categoría de uso sostenible, seis en recuperación y tres en conservación o preservación (Torres-Gil et al. 2013). En el departamento también existen cuatro áreas marinas protegidas que incluyen manglares dentro de su porción costera: 1) Santuario de Fauna y Flora "El Corchal El Mono Hernández" (1704 ha), 2) Parque Regional Natural del Sistema Manglarico Boca de Guacamaya (1092 ha), 3) Distrito Regional de Manejo Integrado Ecosistema de Manglar y Lagunar Ciénaga de La Caimanera (1853 ha) y 4) Reserva Natural de la Sociedad Civil Sanguaré (sin estimación de la extensión del manglar) (Torres-Gil et al. 2013; Ballut-Dajut et al. 2017; RUNAP 2023). Las especies de mangle presentes en estas áreas son Rhizophora mangle (Rhizophoraceae), Laguncularia racemosa (Combretaceae), Avicennia germinans (Avicenniaceae), Conocarpus erectus (Combretaceae), y Pelliciera rhizophorae (Tetrameristaceae). Esta última se encuentra restringida a un solo sitio llamado "Caño Zaragocilla" (Ballut-Dajut et al. 2017; Mira et al. 2019; Blanco-Libreros y Ramírez-Ruiz 2021). Adicionalmente, la mayoría de los manglares presentan zonaciones marcadas, siendo R. mangle dominante en estrechas franjas externas, A. germinans dominante en las extensas bateas internas y C. erecus dominante en estrechas franjas de transición hacia el bosque seco de tierra firme. El documento técnico de la zonificación vigente de los manglares de este departamento se encuentra disponible bajo petición ante la Oficina de Gestión Documental del INVEMAR (http://www.invemar.org.co/web/guest/acuerdode-acceso-uso-a-datos). Los archivos vectoriales de la cartografía se encontraban disponibles en línea hasta diciembre de 2022 en el Sistema de Información para la Gestión de los Manglares de Colombia (SIGMA; https://geovisorsigma.invemar. org.co/), pero se pueden obtener mediante solicitud escrita. El único artículo científico sobre cartografía de manglares en este departamento incluyó solamente las tres áreas protegidas más grandes (Ballut-Dajut et al. 2017).

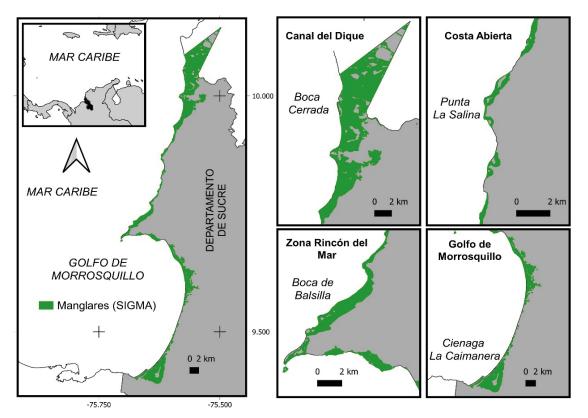


Figura 1. Área de estudio. Se indican las geoformas costeras más importantes de la jurisdicción de CARSUCRE. Figure 1. Study area. The most important coastal geomorphic settings are indicated for CARSUCRE jurisdiction.

Búsqueda y procesamiento de imágenes

El diagrama de flujo de los procedimientos se ilustra en la figura 2. Se utilizó la plataforma GEE mediante el uso de líneas de código para la búsqueda de imágenes Sentinel 2 y generar mosaicos libres de nubes para el primer y segundo semestre de cada año entre 2017 y 2021. El primer semestre (enerojunio), corresponde a la temporada predominantemente seca, mientras que segundo semestre (julio-diciembre) corresponde a la temporada de lluvias continuas. Se obtuvieron 10 imágenes correspondientes al periodo de estudio con correcciones para la parte alta de la atmósfera (TOA: *Top of Atmosphere*), pero posteriormente se realizó una corrección de color a nivel de la parte baja de la atmósfera (BOA: *Bottom of Atmosphere*) (Yin et al. 2022). Sobre cada una de estas últimas imágenes se calculó el IVM (Ecuación 1; Baloloy et al. 2020), obteniendo una nueva imagen ráster (Fig. 2a):

$$IVM = \frac{IRC - Verde}{IROC - Verde}$$

Donde,

IRC: Infra Rojo Cercano Verde: Verde Visible

IROC: Infra Rojo de Onda Corta

Las imágenes ráster se descargaron y procesaron en el software QGIS 3.22 para calcular el valor absoluto de cada uno de los pixeles y, posteriormente, se delimitaron los valores máximos y mínimos de cada imagen ráster para incluir de cada imagen la mayor cantidad de área posible sin caer en un error de sobreestimación. Esto con apoyo de la literatura disponible, imágenes de Google Earth Pro (GEP) y el vasto conocimiento de campo que tiene el grupo de investigación debido a la ejecución de proyectos y expediciones a los manglares de varias áreas del departamento. Con esta delimitación se obtuvo un mapa tipo ráster con pixeles de valores de 0 y 1 (0 para no manglar y 1 para manglar) mediante el uso de la calculadora ráster.

A continuación, cada uno de estos mapas se vectorizó y se filtraron las áreas con menos de 1 ha de cobertura de manglar y manualmente se removieron las áreas que se conocía con anterioridad que no correspondían a manglar (Fig. 2b).

Establecimiento de la capa y análisis espacial

Una vez que se obtuvieron todas las capas de cada semestre, se unieron mediante el uso de la herramienta "Unión" del menú "Vectorial" del software QGIS 3.22. Posteriormente, se fusionaron los vectores superpuestos para establecer áreas únicas en la capa actual. El área de detección constante o persistente para cada año fue medida mediante la función "Intersección" usando como capas de entrada las correspondientes a ambos semestres de un mismo año (Figs. 2b, 2c).

Validación de campo

Entre el 20 y 31 de marzo de 2022 se realizó la validación de campo del área mapeada. Previamente, se elaboró una malla de puntos (separación: 50 m) para cada uno de los polígonos, obteniendo una densidad de 9 puntos por hectárea. Del total de puntos para cada polígono se tomó entre el 2% y el 3% de éstos como nodos para el esfuerzo de muestreo, recopilando datos en los alrededores y en el camino a los mismos, teniendo en cuenta una campaña de validación de corta duración (10 días) y un presupuesto bajo (COP 5 800 000 = USD 1526). Por otra parte, dadas las dificultades propias del ecosistema para acceder a algunos puntos en el interior de parches muy grandes, el muestreo se sesgó hacia el borde (Fig. 3). Cada nodo se geoposicionó con un receptor Garmin Etrex 32x, en el cual se registró la presencia o ausencia de manglar. Por otra parte, para validar las áreas inaccesibles, se realizaron vuelos con un vehículo aéreo no tripulado (VANT o dron) DJI Phantom 3 Advanced equipado con una cámara Sony Exmor R BSI 1/2.3, con el cual se capturaron imágenes desde alturas entre 70 y 135 m sobre el nivel del suelo con vuelos entre 10 a 20 minutos de duración. Estos sobrevuelos permitieron la captura de imágenes oblicuas y cenitales con georreferencia, lo que permitió validar la cobertura (Fig. 4; similar a

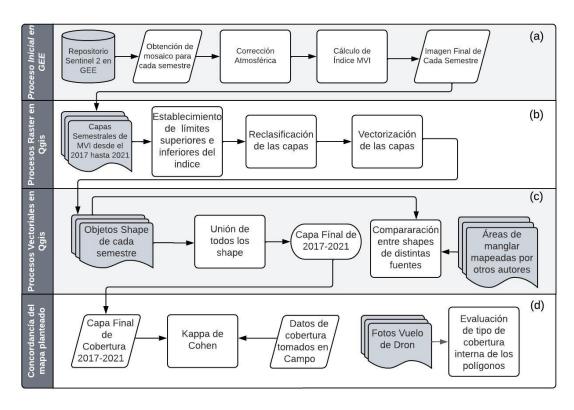


Figura 2. Diagrama de flujo de los procedimientos utilizados durante el estudio. En el lado izquierdo se observan los títulos que enmarcan todas las acciones en un mismo nivel. En el lado derecho se observa la denominación de los paneles (a, b, c, d).

Figure 2. Flow diagram of the procedures used during the study. The left-hand side indicates the titles framing all actions on the same level. In the right-hand side, the name of the panels (a, b, c, d) is indicated.

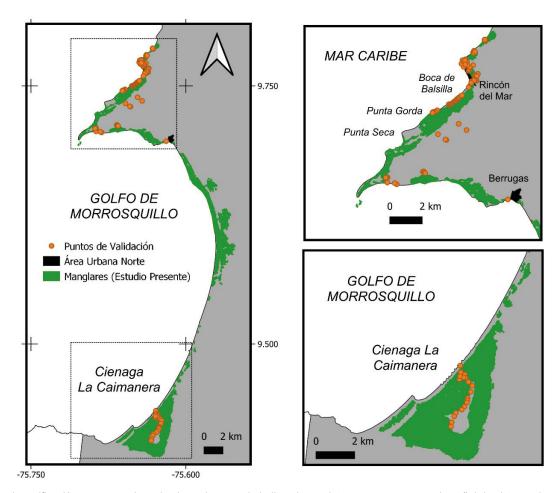


Figura 3. Áreas de verificación en campo. Los circulos color naranja indican los registros con un receptor de señal de sistema de posicionamiento global (puntos de validación).

Figure 3. Verification areas in the field. The orange color circles indicate records with a global positioning system receiver (validation points).

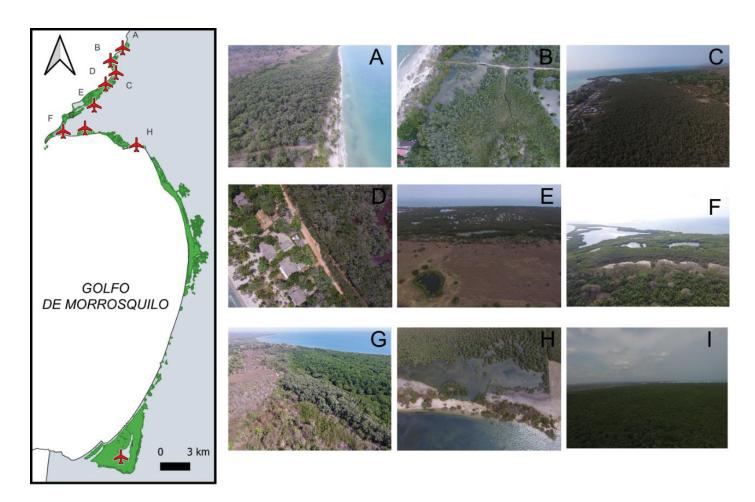


Figura 4. Áreas donde se realizaron vuelos de dron para verificar la cobertura interna de los parches de manglar. En los paneles de la derecha se observan algunas aerofotografía capturadas. La asignación de las letras va desde el punto más al norte (A) hasta el punto más al sur (I).

Figure 4. Areas where drone flights were carried out to verify the internal coverage of the mangrove patches. In the panels to the right some aerial photos are displayed. The lettering follows an order from the northernmost point (A) to the southernmost point (I).

lo reportado por Castellanos-Galindo et al. 2019). En algunos manglares distantes o difíciles de acceder, los sobrevuelos se realizaron desde relieves colinados tierra adentro, no desde el borde, por lo cual el VANT realizó desplazamientos horizontales de aproximadamente 300-800 m permitiendo un reconocimiento extenso del manglar y las zonas de transición (e.g. RNSC Sanguaré, Fig. 4).

Análisis de la concordancia en el mapeo

Para analizar la concordancia entre lo mapeado y lo observado en campo, se realizó un cálculo de coeficiente *Kappa* (Stehman 1996; Perea-Ardila et al. 2019) mediante dos métodos. El primero consistió en evaluar la concordancia en cada uno de los puntos tomados con el GPS para un total de 108 puntos. El segundo método consistió en evaluar cada punto por duplicado evaluando un área de influencia de 5 m de radio para cada punto, siendo verificada tanto el área hacia el interior del manglar como el lado opuesto (Tabla 1; Fig. 2d).

Comparación con estimaciones previas

La capa obtenida en el presente estudio se comparó con la disponible en el SIGMA hasta 2022 (ahora solamente visible en: https://geovisorsigma.invemar.org.co/; activar pestañas en leyenda de mapa: SIGMA/Zonificación: «Zonificación Sucre-Bo-lívar») para hacer un análisis de consistencia, empleando la herramienta de "Intersección" del menú "Vectorial". También se establecieron nuevas áreas de mapeo con respecto a cada área

a través de la herramienta de "Resta". De la misma manera, se realizó el análisis de consistencia con los mapas globales producidos por Giri et al. (2011) y Bunting et al. (2022), y el nacional de Valencia-Palacios y Blanco-Libreros (2021). Finalmente, se identificaron áreas que no correspondían a manglares en cada uno de los mapas anteriores (Fig. 2c).

Estimación de extensión del manglar en las diferentes categorías de manejo

Se utilizó como referencia el plan de manejo vigente (Torres-Gil et al. 2013) para identificar las áreas de preservación, uso sostenible y recuperación. Aunque es posible que algunas categorías cambien con la actualización de la zonificación, después de aplicar todos los lineamientos de la Resolución 1263 de 2018 del MADS (ver anexos en MADS 2023), el presente ejercicio es un aporte al mejoramiento del mapeo en cada una, mediante: 1) la aplicación de un proceso cartográfico rápido, 2) una mayor resolución espacial y, 3) un protocolo de validación de campo de bajo costo. También se realizó una clasificación de las áreas de manglar con base en criterios de continuidad paisajística y en la anidación de éstas en las unidades geomorfológicas costeras globales (Worthington et al. 2020). Finalmente, también se estimó el área de manglar dentro de las áreas de conservación estricta, intersectando la capa obtenida con el polígono de las dos áreas de orden departamental, una de orden nacional y una del orden local y régimen privado, todas incluidas dentro del Registro Único Nacional de Áreas Protegidas (RUNAP 2023).

Tabla 1. Matrices de confusión para los dos métodos de validación del producto cartográfico.

Table 1. Confusion matrices for the two cartographic validation methods.

Puntos de GPS		Modelo cartográfico			
Puntos de Gr	25	Manglar No Manglar Total gene		Total general	
	Manglar	42	2	44	
Observaciones de campo	No Manglar	9	55	64	
	Total	51	57	108	
Área de influencia		Modelo cartográfico		fico	
	Manglar	110	20	130	
Observaciones de campo	No Manglar	5	81	86	
	Total	115	101	216	

Resultados

Capas semestrales y anuales

Las diez capas obtenidas (para cada uno de los semestres entre 2017 y 2021) presentaron rangos contrastantes de valores de IVM y de área total de manglar detectada (Tabla 2). Las capas de los semestres lluviosos presentaron una mayor extensión (promedio ± desviación estándar: 6651.2 ± 134.7 ha) en comparación con los semestres secos (5759 ± 131.2 ha), con diferencias estadísticamente significativas (Chi-cuadrado=6.82, grados de libertad = 1, p < 0.01). El área de detectabilidad constante (intersección entre semestres) para cada año con respecto al área total (unión entre semestres) varió entre 52.7% (2017) y 63.7% (2018) con un promedio de 5209 ha (desviación estándar: 348 ha; Fig. 5, Tabla 3). Al momento de interceptar todas las capas, se obtuvo un área detectada persistentemente de 3565 ha correspondiente al 40% de la cobertura del mapa final (8924 ha), resultado de la unión de las diez capas para el período 2017-2021.

Congruencia del modelo cartográfico y comparación con estimaciones previas

El análisis de congruencia mostró una alta validez del modelo cartográfico (Método de puntos: *Kappa* = 0.79; n= 108; Método de área: *Kappa* = 0.76; n=216; **Tabla 1**). Los errores de comisión y omisión fueron bajos (Método de puntos: 8.3% y 2.0%, respectivamente; Método de área: 2.3% y 9%, respectivamente). A partir de los vuelos, se obtuvieron 763 fotografías georreferenciadas para validar la cobertura interna de los polígonos (**Fig. 4**), obteniendo un 100% de concordancia en el interior de los polígonos de cobertura de manglar propuestos en el modelo.

El área de manglar estimada en el presente estudio (8924 ha) superó las reportadas en estudios previos globales y el nacional de Valencia-Palacios y Blanco-Libreros (2021), pero estuvo por debajo de lo reportado por el SIGMA para el año 2014 (Anexos 1 y 2). Sin embargo, tuvo una alta consistencia tanto con las estimaciones nacionales (83 y 98%) como con las globales (86 y 93%) (Anexo 2). La mayor consistencia se obtuvo con la capa de Valencia-Palacios y Blanco-Libreros (2021) debido a la similitud de métodos y fuentes de información (cómputo en la nube en GEE, uso de imágenes Sentinel 2 e IVM). De hecho, mientras en el mapa de SIGMA se eliminaron 1584 ha erróneamente clasificadas, en el de Valencia-Palacios y Blanco-Libreros (2021) solamente se eliminaron 139 ha.

Extensión del manglar en las diferentes categorías de manejo

Las 15 áreas de manejo en la jurisdicción se encuentran anidadas en cuatro categorías de geoformas costeras: 1) laguna costera, 2) costa abierta, 3) estuario y 4) delta (Tabla 4). Las áreas detectadas y clasificadas variaron entre 3 y 4121 ha. El área de manglar bajo cada categoría de zonificación basado en la clasificación presentada por la autoridad ambiental fue la siguiente: 1380 ha en "Preservación", 5694 ha en "Uso sostenible" y 1850 ha en "Recuperación". La extensión del manglar en las cuatro áreas de protección estricta fue 4109 ha (Fig. 6; Tabla 5), lo que significa que representan cerca del 46% de la extensión de manglar del área de estudio.

Tabla 2. Áreas de manglar detectadas para cada semestre desde enero de 2017 hasta diciembre de 2021, junto con el rango de IVM usado para discriminar la cobertura de manglar. N/A: no aplica.

Table 2. Mangrove areas mapped for each semester from January 2017 through December 2021, along with the IVM range used to discriminate mangrove cover. N/A: Does not apply.

Año-Semestre	Rango del IVM	Área de manglar (ha) 5440	
2017-1	4.0-19.9		
2017-2	4.8-20.0	6572	
2018-1	4.4-20.0	6080	
2018-2	4.7-19.9	6865	
2019-1	4.1-19.9	5554	
2019-2	4.4-19.9	6944	
2020-1	4.2-20.0	5759	
2020-2	4.5-20.0	6696	
2021-1	4.4-20.0	6075	
2021-2	4.8-19.9	6179	
Promedio temporada seca	N/A	5759 ± 131.2	
Promedio temporada de Iluvias	N/A	6651 ± 134.7	
Promedio multi-anual	N/A	6216 ± 537	
Unión de capas	N/A	8924	

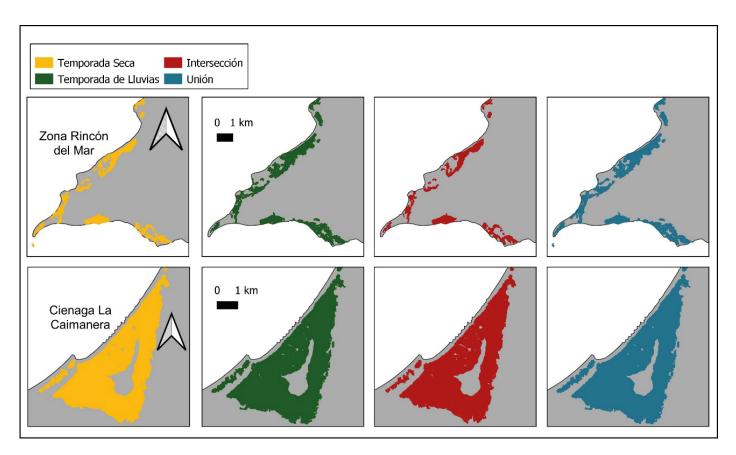


Figura 5. Contraste espacial de la variación temporal de la cobertura de manglar entre las dos temporadas del año 2020. Nótese la estabilidad de extensión en un área con un cuerpo de agua y conexión con el mar permanentes (Ciénaga La Caimanera).

Figure 5. Spatial contrast of the temporal variation in mangrove cover between the two seasons of year 2020. Note the stability in extent in an area with a permanent body of water and connection with the sea (La Caimanera Lagoon).

Tabla 3. Áreas de manglar estimadas para cada uno de los años entre 2017 y 2021, incluyendo el porcentaje de áreas persistentes con respecto a la capa final.

 Table 3. Estimated mangrove area for each of year within the period 2017-2021, including the persistent area relative to the final layer.

Año	Año Área estimada (ha) Porcentaje persisten respecto a la capa fir	
2017	4707	52.7
2018	5690	63.7
2019	5195	58.2
2020	5213	58.4
2021	5242	58.7
Promedio	5209 ± 348	58.4
Intersección 2017 al 2021	3565	40.0

Tabla 4. Extensión de manglar con su categoría de zonificación vigente.

Table 4. Mangrove extent relative to current zoning category.

id	Nombre del área	Extensión (ha)	Estado de conservación	Geoforma principal
1	Balsillas	294	Recuperación	Costa abierta
2	Berrugas Oeste	156	Recuperación	Costa abierta
3	Boca Cerrada	4121	Uso sostenible	Estuario
4	Caimanera	1501	Uso sostenible	Laguna Costera
5	Camaronera	1197	Recuperación	Costa abierta
6	Coveñas Urbano	57	Recuperación	Costa abierta
7	Francés y Guacamayas	1075	Preservación	Costa Abierta
8	Chinchiman	32	Recuperación	Costa abierta
9	Ciénaga Norte (Rincón del Mar)	51	Recuperación	Laguna Costera
10	Corredor Norte	77	Preservación	Costa abierta
11	Sanguaré Oeste	162	Preservación	Laguna Costera
12	Sanguaré Este	66	Preservación	Costa Abierta
13	Berrugas Este	3	Recuperación	Costa Abierta
14	Corredor Tolú-Coveñas	60	Recuperación	Costa Abierta

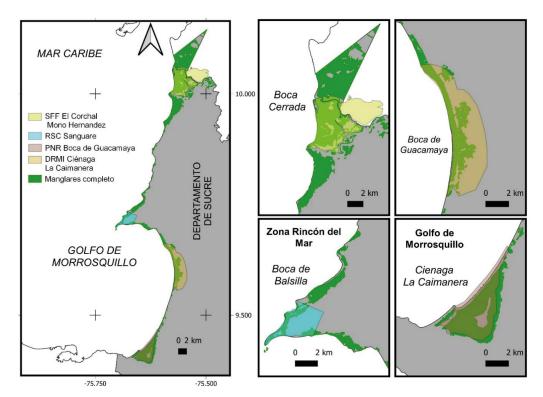


Figura 6. Áreas protegidas del departamento de Sucre que poseen cobertura de manglar a su interior (límites oficiales de acuerdo con el Registro Único Nacional de Áreas Protegidas, RUNAP).

Figure 6. Protected areas within Sucre State including mangrove cover (official boundaries according to the Unified National Register of Protected Areas; RUNAP Spanish acronym).

Tabla 5. Extensión del manglar en las áreas protegidas.

Table 5. Mangrove extent in protected areas.

Área protegida	Extensión (ha)
SFF El Corchal	1726
RNSC Sanguaré	206
PNR Boca de Guacamaya	932
DRMI Ciénaga La Caimanera	1245
Total	4109

Discusión

La variación temporal intra-anual de la extensión del manglar observada en este estudio en todos los años analizados es consistente con la reportada para otras zonas áridas y semi-áridas de América (Vásquez-Lule et al. 2019; Adame et al. 2021) y tiene importantes implicaciones para la elaboración de cartografía con fines de ordenamiento ambiental. En la jurisdicción de CAR-SUCRE, de las 8924 ha solo el 40% fue detectada de manera consistente en todos los semestres en el periodo 2017-2021, lo que implica que el 60% del área experimenta variaciones significativas en los niveles de verdor y de humedad. Vásquez-Lule et al. (2019) demostraron que en varias regiones de México esta variación se relaciona con la estacionalidad de la precipitación y en algunos casos de la temperatura del aire. Ellos también observaron que existe variabilidad inter-anual en estas condiciones climáticas. Capturar esta variabilidad temporal es un desafío para mapear a gran escala, como al nivel administrativo de país, particularmente debido a la necesidad de validación de campo (Vásquez-Lule et al. 2019; Murillo-Sandoval et al. 2022). Sin embargo, aun dentro de nuestra área de estudio, de escala sub-nacional, se presentaron zonas de alta y baja variabilidad inter- e intra-anualmente (Fig. 5), lo que demuestra el papel de la conectividad hidrológica superficial que compensa la limitación por precipitación. Debido a esto, en áreas con poca disponibilidad hídrica a lo largo del año se requiere una ampliación de los rangos de IVM respecto a los presentados por Baloloy et al. (2020). Por lo tanto, cartografías realizadas con mosaicos utilizando solamente imágenes libres de nubes durante la temporada seca, sub-estimarán de manera significativa la extensión de manglar dentro de una jurisdicción de manejo. Nuestro estudio ofrece un método robusto para resolver dicha limitación. replicable en otras jurisdicciones. Este método puede mejorarse utilizando clasificaciones supervisadas a partir de la experiencia previa de campo, imágenes de satélite gratuitas o libres, ortofotografías o simplemente plataformas como GEP (Perea-Ardila et al. 2019; Perea-Ardila y Murillo-Sandoval 2022). También puede mejorarse mediante la información de sensores radar como se ha realizado recientemente en el Pacífico colombiano (Selvaraj y Gallego-Pérez 2023a; 2023b). La utilización de VANT puede ayudar a refinar los esfuerzos cartográficos en áreas pequeñas, particularmente en áreas remotas (Castellanos-Galindo et al. 2019) y a complementar los planes de monitoreo que exige la normativa ambiental (MADS 2023).

El presente estudio ofreció una mejora en la resolución temporal y espacial de la cartografía de manglares, con una alta validez. Por un lado, el uso de imágenes Sentinel 2 permite una resolución anual, semestral o inferior. Por otro, el tamaño de pixel (20 m) permitió obtener un área mínima cartografiable de 1.0 ha y bajar la cartografía departamental a escala 1:25.000 (como lo requiere MADS 2023). Éstas también son ventajas para el monitoreo de áreas pequeñas, que son las más sensibles a la deforestación y degradación por causas antropogénicas o por procesos naturales como la erosión costera (Blanco-Libreros y Estrada-Urrea 2015; Villate-Daza et al. 2020; Blanco-Libreros y Ramírez-Ruíz 2021; Murillo-Sandoval et al. 2022). Finalmente, la mejoría en la resolución espaciotemporal permitió reducir los errores tanto por omisión (típicos de cartografías de grano grueso como la de Ballut-Dajut et al. 2017), como por comisión (típico de cartografías con pobre verificación de campo, falta de conocimiento experto o ausencia de clasificaciones supervisadas). En el presente estudio se obtuvo un valor de Kappa levemente menor que el de Baloloy et al. (2020) debido a que la validación de campo se limitó mayormente al borde de los polígonos, lo cual aumentó la probabilidad de detecciones parciales o incorrectas de la cobertura dominante en el sitio, fuese por limitaciones en la precisión del geoposicionamiento, confusión con otras coberturas en el borde, o debido a la no detección del manglar de bajo verdor por la baja disponibilidad hídrica. El valor de Kappa sería significativamente mayor si se adicionaran puntos en el interior del manglar estimados con las observaciones

de VANT. Se recomienda la realización de vuelos programados y la construcción de orto-mosaicos para validaciones adicionales (ver ejemplo de la ciénaga La Caimanera: https://data.geonadir.com/image-collection-details/3407; ver otros indicados en la figura 4). Finalmente, aunque estudios recientes han utilizado sensores ópticos de menor resolución espacial y temporal, tales como Landsat 8, para el mapeo de manglares del Pacífico co-Iombiano (Murillo-Sandoval et al. 2022; Selvaraj y Gallego-Pérez 2023a; 2023b), no recomendamos su uso en el Caribe debido a que no detectan parches pequeños y no lograr captar las variaciones en verdor a lo largo del año, particularmente en áreas con mayor estrés hídrico durante la temporada seca, por lo cual su utilización resultaría en subestimaciones de la cobertura actual. Las reconstrucciones históricas multidecadales utilizando diferentes misiones del satélite Landsat (5, 6 y 8) deben limitarse a los deltas y lagunas costeras más extensas, que representan una menor probabilidad de error (Murillo-Sandoval et al. 2022).

El presente protocolo ofrece una alternativa rápida y de bajo costo para el mapeo, zonificación ecológica y monitoreo de áreas protegidas y otras jurisdicciones ambientales. Este protocolo requirió de una inversión de medio tiempo durante dos meses para obtener el producto cartográfico con el cual se planeó el trabajo de validación de campo. El trabajo de campo tomó dos semanas. El análisis de los sobrevuelos con VANT, construcción de matrices de confusión y elaboración de cartografía final llevó menos de dos meses. Es decir que un profesional en geografía o cartografía de una jurisdicción de manejo puede realizar esta tarea en un periodo entre tres y seis meses dependiendo de la dedicación y complejidad del trabajo de campo y la disponibilidad de mosaicos libres de nubes. Estas ventajas ya han sido discutidas anterioremente por Ruwaimana et al. (2018), específicamente para áreas pequeñas. Estas ventajas son particularmente relevantes para monitorear manglares dentro de áreas protegidas. De hecho esto es altamente relevante en el departamento de Sucre, donde cerca del 46% de la extensión total de manglar reportada en este estudio se encuentra bajo alguna figura de protección, lo que obliga a continuar con medidas de vigilancia y control sobre las mismas. Además, algunas de estas áreas albergan especies valiosas como objetos de conservación (VOC), como es el caso de P. rhizophorae (listada como vulnerable por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, UICN), que coexiste en algunas áreas con poblaciones de árboles de humedales inundables como Pterocarpus officinalis (Blanco et al. 2012; Blanco-Libreros y Ramírez-Ruíz 2021). De hecho, la asociación poco común Pelliciera-Pterocarpus promovió el establecimiento del SFF El Corchal "El Mono Hernández" (Miranda-Castro et al. 2022). El presente estudio también detectó manglares alrededor de los antiguos estanques de camaronicultura ubicados en la periferia del Santuario, lo que es un indicio de la recuperación de la cobertura vegetal original de este sitio. Esta actividad económica fue una amenaza para los manglares en la bahía Barbacoas (Larsson et al. 1994). Por lo tanto, el presente protocolo también es útil para el monitoreo de áreas pequeñas bajo categorías de recuperación o uso sostenible. También anticipamos que este protocolo puede ser de fácil aplicación en los departamentos en los cuales las áreas de manglar son pequeñas y de fácil acceso como San Andrés y Providencia, Bolívar, Atlántico y Guajira. En departamentos con mayor extensión y parches muy grandes, como Antioquia, Córdoba y Magdalena, se requiere un mayor esfuerzo de validación de diferentes formas (similar al Pacífico: Perea-Ardila et al. 2019; Perea-Ardila y Murillo-Sandoval 2022; Selvaraj y Gallego-Pérez 2023a; 2023b).

Finalmente, la mejoría en los protocolos y productos cartográficos es fundamental para el mapeo de los servicios ecosistémicos (Atkinson et al. 2016; Friess et al. 2020b). De hecho, la Resolución 1263 de 2018 del MADS y la nueva ley de manglares de Colombia (2243 de 2022), enfatizan en la necesidad de incluir los servicios ecosistémicos como uno de los criterios para la zonificación de los manglares con fines de ordenamiento ambiental. La ley también indica la necesidad de crear un programa nacional de restauración para el cual se requiere un protocolo

cartográfico estandarizado y actualizaciones de los productos de manera regular. Por tanto, la exploración de nuevas metodologías y revisión de experiencias de otros países (ver ejemplos de Australia: Lymburner et al. 2020; Younes et al. 2020) es necesaria para avanzar en la gestión de los manglares en este país. De hecho, la investigación científica basada en el sensoramiento remoto está rezagada frente a otros temas en Colombia (Castellanos-Galindo et al. 2021) y otros países de Latinoamérica y el Caribe. Por lo tanto, sugerimos que el protocolo propuesto se aplique no solo en Colombia, sino en otras zonas áridas y semi-áridas del Gran Caribe, Centro y Suramérica (incluyendo los límites latitudinales; Adame et al. 2021; Ximenes et al. 2023) para avanzar en el manejo sostenible y la investigación.

Conclusiones

El presente estudio encontró que el procesamiento en la nube (proceso específico para la adquisición de imágenes satelitales v el cálculo de índices espectrales) es una herramienta valiosa para facilitar y agilizar el mapeo de coberturas de manglar en zonas semi-áridas, ya que permite la construcción de mosaicos libres de nubes con resolución temporal intra-anual y con una resolución espacial suficiente para mapear áreas >1 ha. Permitió generar un producto cartográfico de alta validez para la extensión de una jurisdicción de manejo ambiental de escala subnacional (unidad administrativa nivel 2) en menos de seis meses y a un bajo costo. Con base en este producto se pudo tomar una decisión de diseño de muestreo de campo para las campañas de validación. Se encontró una variabilidad significativa en la extensión del manglar entre temporadas seca y lluviosa, siendo menor en la primera, lo que requiere una aproximación multi-temporal para la estimación de las áreas de manglar. Se proporcionó un protocolo que permitirá monitoreos anuales como lo indica la legislación ambiental de Colombia y otros países para mantener una cartografía y zonificación actualizadas. Se actualizaron las extensiones de las áreas de manejo en distintas categorías de la zonificación vigente y de las áreas de protección estricta, representando estas últimas el 46% de la extensión total de manglar en el departamento.

Contribuciones de los autores

Juan J. Ruíz-Roldán: Análisis formal, investigación, metodología, redacción de borrador original, redacción-revisión y edición. Juan F. Blanco-Libreros: Conceptualización, investigación, metodología, redacción de borrador original, redacción-revisión y edición, supervisión. Sara R. López-Rodríguez: metodología, redacción-revisión y edición, supervisión.

Financiación y agradecimientos

Esta investigación fue financiada con recursos propios del Grupo de Investigación PEEP (Procesos Ecosistémicos a la Escala del Paisaje) del Instituto de Biología de la Universidad de Antioquia. Reporta resultados parciales del trabajo de grado del pregrado en Biología del primer autor. Se agradece a los colaboradores locales en Rincón del Mar, Berrugas, Reserva de la Sociedad Civil Sanguaré, Condominio Balsillas S.A. y Ciénaga La Caimanera. También se agradece especialmente a Danna Valentina Mojica por el acompañamiento durante la fase de campo y discusiones a lo largo del desarrollo de la investigación. Los autores agradecen a los editores y editoras del número monográfico por la invitación a participar en el mismo. Se agradece a los evaluadores anónimos por los comentarios que contribuyeron a mejorar el manuscrito.

Referencias

Adame, M.F., Reef, R., Santini, N.S., Najera, E., Turschwell, M.P., Hayes, M.A., Masque, P., et al. 2021. Mangroves in arid regions: Ecology, threats, and opportunities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 248: 106796. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106796

- Atkinson, S.C., Jupiter, S.D., Adams, V.M., Ingram, J.C., Narayan, S., Klein, C.J., Possingham, H.P. 2016. Prioritising mangrove ecosystem services results in spatially variable management priorities. *PLoS ONE* 11: 1-21. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0151992
- Ballut-Dajut, G., Feria-Díaz, J., Sampedro-Marín, A. 2017. Mangrove cover loss and gain on the Colombian coastline of the Gulf of Morrosquillo. *International Journal of ChemTech Research* 10: 404-410.
- Baloloy, A.B., Blanco, A.C., Raymund Rhommel, R.R.C., Nadaoka, K. 2020. Development and application of a new mangrove vegetation index (MVI) for rapid and accurate mangrove mapping. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 166: 95-117. https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2020.06.001
- Blanco, J.F., Estrada, E.A., Ortiz, L.F., Urrego, L.E. 2012. Ecosystem-wide impacts of deforestation in mangroves: The Urabá Gulf (Colombian Caribbean) case study. ISRN Ecology 2012: 1-14. https://doi. org/10.5402/2012/958709
- Blanco-Libreros, J.F., Estrada-Urrea, E.A. 2015. Mangroves on the edge: Anthrome-dependent fragmentation influences ecological condition (Turbo, Colombia, Southern Caribbean). *Diversity* 7: 206-228. https://doi.org/10.3390/d7030206
- Blanco-Libreros, J.F., Ramírez-Ruiz, K. 2021. Threatened mangroves in the Anthropocene: Habitat fragmentation in urban coastalscapes of *Pelliciera* spp. (Tetrameristaceae) in Northern South America. *Frontiers in Marine Science* 8: 1–15. https://doi.org/10.3389/fmars.2021.670354
- Blanco-Libreros, J.F., López-Rodríguez, S.R., Valencia-Palacios, A.M., Perez-Vega, G.F., Álvarez-León, R. 2022. Mangroves from rainy to desert climates: Baseline data to assess future changes and drivers in Colombia. Frontiers in Forests and Global Change 5: 1-8. https:// doi.org/10.3389/ffgc.2022.772271
- Bunting, P., Rosenqvist, A., Hilarides, L., Lucas, R.M., Thomas, N. 2022. Global Mangrove Watch: Updated 2010 mangrove forest extent (v2.5). Remote Sensing 14: 1-18. https://doi.org/10.3390/rs14041034
- Castellanos-Galindo, G.A., Casella, E., Mejía-Rentería, J.C., Rovere, A. 2019. Habitat mapping of remote coasts: Evaluating the usefulness of lightweight unmanned aerial vehicles for conservation and monitoring. *Biological Conservation* 239: 108282. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108282
- Castellanos-Galindo, G.A., Kluger, L.C., Camargo, M.A., Cantera, J., Mancera Pineda, J.E., Blanco-Libreros, J.F., Wolff, M. 2021. Mangrove research in Colombia: Temporal trends, geographical coverage and research gaps. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*: 248: 106799. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106799
- Friess, D.A., Rogers, K., Lovelock, C.E., Krauss, K.W., Hamilton, S.E., Lee, S.Y., Lucas, R., et al. 2019. The state of the world's mangrove forests: Past, present, and future. *Annual Review of Environment* and Resources 44: 89-115. https://doi.org/10.1146/annurev-environ-101718-033302
- Friess, D.A., Krauss, K.W., Taillardat, P., Adame, M.F., Yando, E.S., Cameron, C., Sasmito, S.D., et al. 2020a. Mangrove Blue Carbon in the face of deforestation, climate change, and restoration. *Annual Plant Reviews Online* 3: 427-456. https://doi.org/10.1002/9781119312994.apr0752
- Friess, D.A., Yando, E.S., Alemu I, J.B., Wong, L.-W., Soto, S.D., Bhatia, N. 2020b. Ecosystem services and disservices of mangrove forests and salt marshes. En: S.J. Hawkins, S.J., Allcock, A.L., Bates, A.E., Firth, L.B., Smith, I.P., Swearer, S.E., Evans, A.J., et al. (Eds.), Oceanography and marine biology: An annual review, Vol. 58, pp. 107-141). Taylor & Francis. Londres, Reino Unido
- Ghorbanian, A., Zaghian, S., Asiyabi, R.M., Amani, M., Mohammad-zadeh, A., Jamali, S. 2021. Mangrove ecosystem mapping using Sentinel-1 and Sentinel-2 satellite images and random forest algorithm in Google Earth Engine. *Remote Sensing* 13: 1-18. https://doi.org/10.3390/rs13132565
- 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. https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00584.x
- 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. https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031

Gupta, K., Mukhopadhyay, A., Giri, S., Chanda, A., Datta Majumdar, S., Samanta, S., Mitra, D., et al. 2018. An index for discrimination of mangroves from non-mangroves using LANDSAT 8 OLI imagery. *MethodsX* 5: 1129-1139. https://doi.org/10.1016/j.mex.2018.09.011

- Hamilton, S.E., Casey, D. 2016. Creation of a high spatio-temporal resolution global database of continuous mangrove forest cover for the 21st century (CGMFC-21). Global Ecology and Biogeography 25: 729–738. https://doi.org/10.1111/geb.12449
- Hu, T., Zhang, Y.Y., Su, Y., Zheng, Y., Lin, G., Guo, Q. 2020. Mapping the global mangrove forest aboveground biomass using multisource remote sensing data. *Remote Sensing* 12: https://doi.org/10.3390/ rs12101690
- Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR). 2022. Sistema Integral para la Gestión y Monitoreo de los Manglares de Colombia (SIGMA). [Accedido 13 de junio de 2023]. Disponible en: https://geovisorsigma.invemar.org.co/
- Larsson, J., Folke, C., Kautsky, N. 1994. Ecological limitations and appropriation of ecosystem support by shrimp farming in Colombia. *Environmental Management* 18: 663-676. https://doi.org/10.1007/ BF02394632
- Lymburner, L., Bunting, P., Lucas, R., Scarth, P., Alam, I., Phillips, C., Ticehurst, C., Held, A. 2020. Mapping the multi-decadal mangrove dynamics of the Australian coastline. *Remote Sensing of Environment* 238: 111185. https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.05.004
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS). 2023. *Ordenamiento del ecosistema de manglar*. Disponible en: https://www.minambiente.gov.co/asuntos-marinos-costeros-y-recursos-acuaticos/ordenamiento-del-ecosistema-de-manglar/
- Mira, J.D., Urrego, L.E., Monsalve, K. 2019. Determinantes naturales y antrópicos de la distribución, estructura y composición florística de los manglares en la Reserva Natural Sanguaré, Colombia. Revista de Biología Tropical 67: 810-824. https://doi.org/10.15517/rbt. v67i4.30833
- Miranda-Castro, W., Acevedo-Barrios, R., Guerrero, M., Guzmán, K., de Gorostizaga, S. 2022. Assessing forest cover loss using Landsat images and GIS: A case study in Colombian protected area. *Journal* of Sustainable Forestry. https://doi.org/10.1080/10549811.2022.212 3356
- Murillo-Sandoval, P.J., Fatoyinbo, L., Simard, M. 2022. Mangrove cover change trajectories 1984-2020: The gradual decrease of mangroves in Colombia. Frontiers in Marine Science 9:1-14. https://doi.org/10.3389/fmars.2022.892946
- Perea-Ardila, M.A., Oviedo-Barrero, F., Leal-Villamil, J. 2019. Cartografía de bosques de manglar mediante imágenes de sensores remotos: estudio de caso Buenaventura, Colombia. *Revista de Teledetección* 53: 73-86. https://doi.org/10.4995/raet.2019.11684
- 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: 2386. https://doi.org/10.7818/ECOS.2386
- Pimple, U., Simonetti, D., Sitthi, A., Pungkul, S., Leadprathom, K., Skupek, H., Somard, J., et al. 2018. Google Earth Engine based three decadal Landsat imagery analysis for mapping of mangrove forests and its surroundings in the Trat Province of Thailand. *Journal of Computer and Communications* 6: 247–264. https://doi.org/10.4236/jcc.2018.61025
- RUNAP. 2023. Registro Único Nacional de Áreas Protegidas. [Accedido 13 de junio de 2023]. Disponible en: https://runap.parquesnacionales.gov.co/departamento/936
- Ruwaimana, M., Satyanarayana, B., Otero, V.M., Muslim, A., Syafiq, A.M., Ibrahim, S, et al. 2018. The advantages of using drones over space-borne imagery in the mapping of mangrove forests. *PLoS ONE* 13: e0200288. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200288

- Selvaraj, J.J., Gallego-Pérez, B.E. 2023a. An enhanced approach to mangrove forest analysis in the Colombian Pacific coast using optical and SAR data in Google Earth Engine. Remote Sensing Applications: Society and Environment 30: 100938. https://doi.org/10.1016/j. rsase.2023.100938
- Selvaraj, J.J., Gallego-Pérez, B.E. 2023b. Estimating mangrove aboveground biomass in the Colombian Pacific coast: A multisensor and machine learning approach. *Helyon* 9: e20745. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e20745
- Simard, M., Rivera-Monroy, V.H., Mancera-Pineda, J.E., Castañeda-Mo-ya, E., Twilley, R.R. 2008. A systematic method for 3D mapping of mangrove forests based on Shuttle Radar Topography Mission elevation data, ICEsat/GLAS waveforms and field data: Application to Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. Remote Sensing of Environment 112: 2131-2144. https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.10.012
- Stehman, S.V. 1996. Estimating the kappa coefficient and its variance under stratified random sampling. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 62: 401-407.
- 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: 1–14. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0179302
- Torres-Gil, W., Medina-Tovar, J., Guzman, N., Córdoba, E. 2013. Plan de manejo de los manglares de las zonas de recuperación y preservación de San Onofre, Tolú y Coveñas. Fundación Sabanas-CAR-SUCRE. Pp. 140. Disponible en: http://geonodesiam.invemar.org.co/ documents/3450
- Valencia Palacios, A.M., Blanco-Libreros, J.F. 2021. Manglares de Colombia 2019-2020. Harvard Dataverse, V2. [Accedido 13 de junio de 2023]. Disponible en: https://doi.org/10.7910/DVN/SJ2S0H
- Vázquez-Lule, A., Colditz, R., Herrera-Silveira, J., Guevara, M., Rodríguez-Zúñiga, M.T., Cruz, I. Ressl, R., et al. 2019. Greenness trends and carbon stocks of mangroves across Mexico. *Environmental Research Letters* 14: 075010. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab246e
- Villate-Daza, D.A., Sánchez-Moreno, H., Portz, L., Portantiolo-Manzolli, R., Bolívar-Anillo, H.J., Anfuso, G. 2020. Mangrove forests evolution and threats in the Caribbean Sea of Colombia. Water 12:1113. https://doi.org/10.3390/w12041113
- 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: 429-443. https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.04.018
- Ximenes, A., Cavanaugh, K.C., Arvor, D., Murdiyarso, D., Thomas, N., Arcoverde, G.F.B., Cociencao-Bispo, P., et al. 2023. A comparison of global mangrove maps: Assessing spatial and bioclimatic discrepancies at poleward range limits. Science of the Total Environment 860: 160380. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160380
- Yancho, J.M.M., Jones, T.G., Gandhi, S.R., Ferster, C., Lin, A., Glass, L. 2020. The Google Earth Engine mangrove mapping methodology (Geemmm). *Remote Sensing* 12: 1-35. https://doi.org/10.3390/ rs12223758
- Yin, F., Lewis, P.E., Gomez-Dans, J.L. 2022. Bayesian atmospheric correction over land: Sentinel-2/MSI and Landsat 8/OLI. Geoscientific Model Development 15: 7933-7976. https://doi.org/10.5194/gmd-15-7933-2022
- Younes-Cárdenas, N., Joyce, K.E., Maier, S.W. 2017. Monitoring mangrove forests: Are we taking full advantage of technology? *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 63: 1–14. https://doi.org/10.1016/j.jag.2017.07.004
- Younes, N., Northfield, T.D., Joyce, K.E., Maier, S.W., Duke, N.C., Lymburner, L. 2020. A novel approach to modelling mangrove phenology from satellite images: A case study from Northern Australia. *Remote Sensing* 12: 1–24. https://doi.org/10.3390/rs12244008

Anexo / Appendix

Anexo 1. Áreas reportadas de manglar por diferentes fuentes para la costa del departamento de Sucre. *Valor corregido después de remover polígonos duplicados.

Appendix 1. Mangrove areas reported by different sources for the coast of Sucre State. *Corrected value after removing duplicated polygons.

Fuente	Año de publicación	Área estimada (ha)
Giri et al.	2011	7303
Global Mangrove Watch	2022	7311
SIGMA (INVEMAR-CARSUCRE)	2014	9107*
Valencia-Palacios y Blanco-Libreros	2021	6790
Estudio actual	2022	8924

Anexo 2. Procesos de comparación con capas de otros autores para coberturas de manglar tanto a nivel nacional como de esfuerzos internacionales.

Appendix 2. Comparison processes with layers from other authors for mangrove coverage both at the national level and international efforts.

Proceso	Capas del proceso (a-b)	Hectáreas resultantes	Cociente respecto a	Cociente respecto b
Intersección	Propia - SIGMA	7523	0.84	0.83
Intersección	Propia - Giri et al. (2011)	6303	0.71	0.86
Intersección	Propia - GMW (2022)	6826	0.76	0.93
Intersección	Propia - Valencia-Palacios y Blanco-Libreros (2021)	6675	0.75	0.98
Resta (sobre-estimación)	Propia - SIGMA	1402	0.16	N/A
Resta (sub-estimación)	Propia - Giri et al. (2011)	2621	0.29	N/A
Resta (sub-estimación)	Propia - GMW (2022)	2099	0.24	N/A
Resta (sub-estimación)	Propia - Valencia-Palacios y Blanco-Libreros (2021)	2267	0.25	N/A
Resta (errores)	Giri et al. (2011) - Propia	1000	0.14	N/A
Resta (errores)	GMW (2022) - Propia	484	0.07	N/A
Resta (errores)	SIGMA - Propia	1584	0.17	N/A
Resta (errores)	Valencia-Palacios y Blanco-Libreros (2021) - Propia	132	0.02	N/A