

CASO PRÁCTICO

Cartografía de bosques de manglar mediante imágenes de sensores remotos: estudio de caso Buenaventura, Colombia

Perea-Ardila, M.A. ^{*}1, Oviedo-Barrero, F.¹, Leal-Villamil, J. ²

¹ Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas del Pacífico - CCCP. Área de Manejo Integrado de Zona Costera. Capitanía de puerto de Tumaco. Vía el Morro. Tumaco, Colombia..

² Universidad del Tolima. Facultad de Ingeniería Forestal. Barrio Santa Helena parte alta. Ibagué, Colombia.

Resumen: Los manglares son comunidades vegetales de alta importancia ecológica y económica para las regiones costeras. La presente investigación proporciona un método para determinar la cartografía de bosques manglar mediante imágenes de sensores remotos a escala 1:25.000 en un sector del municipio de Buenaventura, Colombia; para la cartografía de bosques de manglar se empleó una imagen satelital Sentinel 2 y una ortofotografía de alta resolución del año 2017; usando el software libre QGIS, se realizó los análisis espectrales, se estableció una clasificación supervisada mediante el algoritmo de máxima verosimilitud. Los resultados obtenidos muestran que la cobertura de manglar es la de mayor representatividad en el área de estudio con una extensión total de 7.264,21 ha (59,21% del área total), la clasificación desarrollada presentó una exactitud temática global de 80% e índice de Kappa de 0,70. El método empleado sirve como un referente sobre la cartografía de bosques de manglar en el mundo.

Palabras clave: Cartografía, manglar, sensores remotos, firma espectral, clasificación supervisada, máxima verosimilitud.

Mangrove forest mapping through remote sensing imagery: study case for Buenaventura, Colombia

Abstract: Mangroves are plant communities of high ecological and economic importance for coastal regions. This investigation provides a methodology for mapping Mangrove forests through remote sensing images in a semi-detail scale (1:25,000) in a sector of the municipality of Buenaventura, Colombia. A Sentinel 2 image and 2017 high-resolution orthophotomosaic of the municipality were used for the mangrove cartography, using QGIS software, spectral analysis was performed and supervised classification was established using Maximum Likelihood algorithm. Results shown that mangrove is the most representative cover in the study area with 7,264.21 ha in total extension (59.21% of total area), the development classification got a thematic accuracy of 80% and 0.70 in Kappa index. The used methodology can be used as an academic and research reference for mangrove semi-detail mapping in the world.

Key words: mapping, mangroves, remote sensing, spectral signature, supervised classification, maximum likelihood.

To cite this article: Perea-Ardila, M.A., Oviedo-Barrero, F., Leal-Villamil, J. 2019. Mangrove forest mapping through remote sensing imagery: study case for Buenaventura, Colombia. *Revista de Teledetección*, 53, 73-86. <https://doi.org/10.4995/raet.2019.11684>

* Corresponding author: mapereaa@ut.edu.co

1. Introducción

Los bosques de manglar (BM) son comunidades vegetales tropicales, se encuentran principalmente en regiones tropicales y subtropicales y son considerados estratégicos ya que proveen bienes y servicios ambientales al ecosistema (Giri, 2016); son hábitat de diferentes especies de fauna y flora, y son de gran valor ecológico y económico (Kuenzer *et al.*, 2011). Los BM se encuentran catalogados como ecosistemas vulnerables debido a procesos de perturbación antrópica y los efectos del cambio climático y son catalogados como humedales estuarinos de gran importancia en el convenio Ramsar (Rahman *et al.*, 2013; Secretaría de la Convención de Ramsar, 2013). Una de las principales características de estos bosques es la capacidad de generar una línea protectora en las costas, que mitiga fenómenos como la erosión costera, tsunamis y vientos huracanados (Badola y Hussain, 2005). Debido a su gran importancia ambiental es necesario su cartografía utilizando imágenes de sensores remotos, siendo una manera eficiente de proporcionar información clave para su conservación (Xia *et al.*, 2018).

Actualmente los avances en las Tecnologías de la Información Geográfica (TIG) y el desarrollo de nuevos productos satelitales, han permitido la observación y monitoreo de BM a diferentes escalas (Giri, 2016). Diferentes estudios han reportado la cartografía y monitoreo de BM bajo diferentes enfoques metodológicos y empleando datos de sensores remotos (FAO, 2007; Giri *et al.*, 2011; Hamilton y Casey, 2016; Thomas *et al.*, 2017), para este fin se han utilizado datos de satélite de baja resolución espacial como MODIS (Dutta *et al.*, 2014; Rahman, 2013) y de mediana resolución como LANDSAT (Sremongkontip *et al.*, 2000; Robles y Luna, 2007; Giri *et al.*, 2011; Robles y Luna, 2007; Hernández *et al.*, 2012; Romero-Berny *et al.*, 2015). En este último rango de resolución, actualmente se encuentran disponibles imágenes de libre acceso como las proporcionadas por el satélite Sentinel 2 (European Space Agency, 2015) las cuales proveen una oportunidad de obtener la cartografía de coberturas del suelo a escalas locales con resolución espacial de 10 m y temporal de 5 días; en años recientes, estos productos de teledetección han sido implementados para la cartografía de BM en diferentes zonas (Portengen, 2017; Wachid *et al.*, 2017; Muhsoni *et al.*, 2018).

En Colombia los BM se encuentran localizados en los litorales de la región Caribe y Pacífico (Sánchez-Páez *et al.*, 1997). Según el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS) (2011), el país contaba con una extensión de 285.049 ha de BM para el año 2011, de las cuales el 68,4% correspondían a BM localizados en la costa pacífica (194.880 ha). Sin embargo, estudios más recientes indican que para el año 2014 la extensión de los BM del pacífico colombiano presentó un área aproximada de 132.099,6 ha (Mejía-Rentería *et al.*, 2018). Dentro del territorio colombiano, diferentes instituciones del orden nacional y regional han realizado esfuerzos con el objetivo de determinar la zonificación ambiental preliminar y el manejo integrado de las zonas costeras incluyendo el la cartografía de los BM, donde se han implementado técnicas de teledetección con apoyo de herramientas SIG tanto en el litoral Caribe y Pacífico (Zambrano y Rubiano, 1996; López, *et al.*, 2003; Lozano-Rivera, 2007; Rodríguez *et al.*, 2009; Blanco-Libreros, 2016).

El objetivo principal de este estudio es establecer un antecedente metodológico para determinar la cartografía de los BM en la costa pacífica colombiana a escala 1:25.000 con el uso de productos de sensores remotos y sistemas de información geográfica *Open Source* como QGIS, además del uso del complemento *Semi-Automatic Classification Plugin* (SCP) con la aplicación de técnicas para la interpretación visual de imágenes, el análisis de la separabilidad espectral de las coberturas, la clasificación supervisada y la validación de los resultados.

2. Materiales y métodos

2.1. Área de estudio

El área de estudio se encuentra localizada al sur del municipio de Buenaventura (Colombia), abarcando una extensión de 12.267,55 ha (Figura 1). Los BM del litoral Pacífico colombiano se clasifican como un Bosque muy húmedo Tropical (bmh-T), presentan temperaturas superiores a los 24°C y precipitaciones superiores a los 3.000 mm/año (Alvarez-León y García-Hansen, 2003). Una de las características principales de la zona de estudio es que, dentro de la composición florística, se encuentran diferentes árboles y arbustos denominados “Manglar” o “Mangle”; en la zona

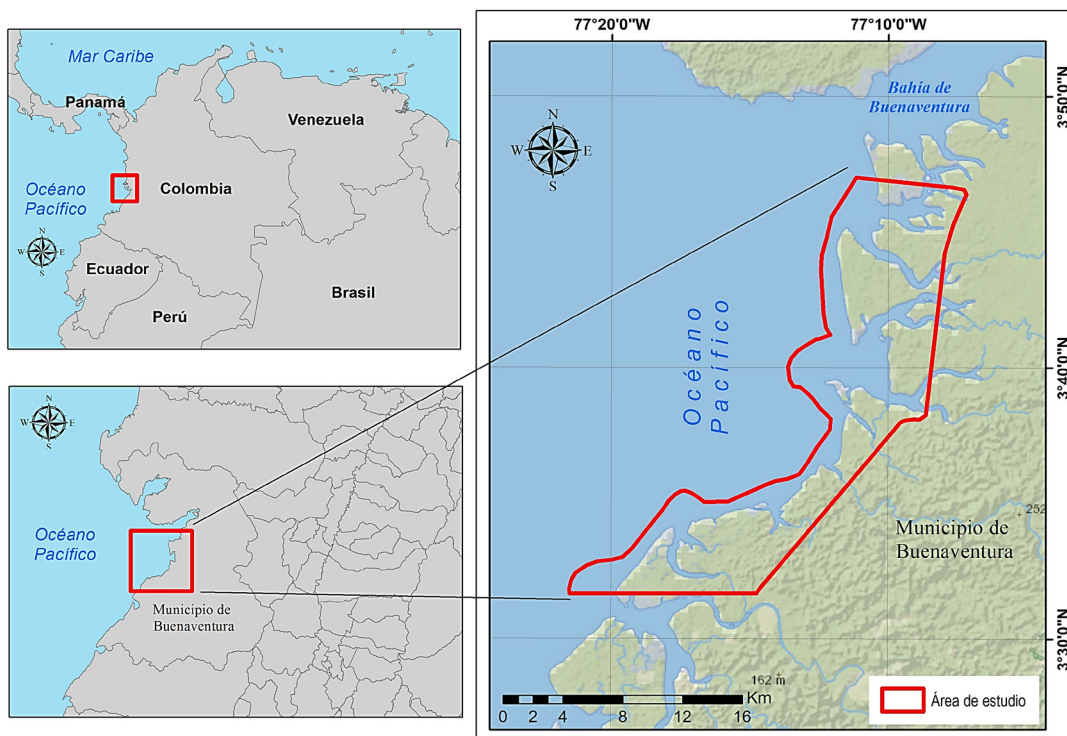


Figura 1. Localización del área de estudio.

del Pacífico colombiano se reportan principalmente ocho especies (Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, 2018); pertenecen al género *Rhizophora mangle* L., *Rhizophora harrisonii* L., *Rhizophora racemosa* G., *Avicennia germinans* (L.)L., *Laguncularia racemosa* (L.) C.F. Gaertn., *Conocarpus erectus* (L.), *Pelliceria rhizophorae* Planch. & Triana y *Mora oleífera* (Triana ex Hemsl.) Ducke.

2.2. Datos

Se empleó una imagen del satélite óptico Sentinel 2A (Nivel 1C) con fecha del 5 de agosto de 2017 (temporada de verano) adquirida gratuitamente por medio de la plataforma del Copernicus Open Access Hub (ESA, 2018). El producto cuenta con una resolución espacial de 10 m para la bandas del espectro visible, 10 m para el infrarrojo cercano (NIR) y 20 m para el infrarrojo cercano estrecho (NIR- *Red edge*), además la imagen presentó muy bajo porcentaje de nubosidad sobre el área de interés. A su vez, se utilizó una ortofotografía a color verdadero obtenida en el año 2017 de un mosaico de vuelos privados realizados en la zona

por la Dirección General Marítima (DIMAR) con resolución espacial de 0,15 m (DIMAR, 2017); sus características generales se describen en la Tabla 1.

Tabla 1. Características generales de los productos de sensores remotos empleados.

Atributo	Sentinel 2	Ortofotografía
Fecha de captura	05/08/2017	2017
Granulo	18NTK	
% Nubes	46,76	0%
Tamaño de píxel (m)	10 (RGB) 20 (IRC)	0,15
Bandas utilizadas	Banda 2-Azul: 490 nm Banda 3-Verde: 560 nm Banda 4-Roja: 665 nm Banda 8A-IRC: 865 nm	RGB
Ángulo Zenital	26,07°	-
Sistema de coordenadas	WGS/UTM18N	

2.3. Metodología

El esquema metodológico general empleado para la presente investigación se muestra en la Figura 2.

2.3.1. Corrección atmosférica

El procesamiento digital de las imágenes fue desarrollado en el software QGIS 2.18 – Plugin SCP (*Semi-Automatic Classification Plugin*) versión 5.4.0 (Congedo, 2016). Se realizó la corrección atmosférica a la imagen Sentinel 2 empleando el método DOS1 (*Dark Object Subtraction*) propuesto por Chávez (1996) y parametrizado por (Sobrino *et al.*, 2004) (Ecuación 1); de igual manera el valor de los números digitales de los píxeles (DN por sus siglas en inglés) fueron representados en valores de reflectancia de superficie (Moran *et al.*, 1992) (Ecuación 2); este proceso tuvo por objeto eliminar los efectos atmosféricos (aerosoles y radiancia intrínseca) que se presenta debido a la interacción de la energía emitida y reflejada por el sensor y que puede afectar los valores de reflectancia al techo de la atmosfera ToA (*Top Of Atmosphere*) que es el insumo primordial para determinar la reflectancia de superficie terrestre.

Adicionalmente, se escogió la banda del infrarrojo cercano estrecho (Sentinel banda 8A) para la discriminación de la cobertura de manglar, ya que, por experiencias previas en el área de estudio, el uso de esta longitud de onda presenta mejores resultados frente a los obtenidos empleando la banda del infrarrojo cercano (NIR, Sentinel banda 8), por tal motivo, la banda 8A fue redimensionada a una resolución espacial de 10 m por píxel para su debida interpretación y procesamiento.

$$L_p = M_L \cdot DN_{min} + A_L - 0,01 \tag{1}$$

L_p = Efecto bruma; M_L = Factor de re escalamiento multiplicativo específico de banda; DN_{min} = Valor mínimo de conjunto del píxel; A_L = Factor de re escalamiento aditivo específico de banda.

$$\rho = \frac{[\pi \cdot (L_\lambda - L_p) \cdot d^2]}{(ESUN_\lambda \cdot \text{Cos}\theta_s)} \tag{2}$$

Donde, ρ = Reflectancia de superficie terrestre; L_λ = Radiancia espectral a la apertura del sensor (RAD); L_p = Efecto de bruma. d = Distancia tierra al sol [unidades astronómicas]. θ_s = Ángulo cenital solar en grados ($\theta_s = 90 - \theta_e$). Donde θ_e es la elevación solar; $ESUN_\lambda$ = Irradiación solar media.

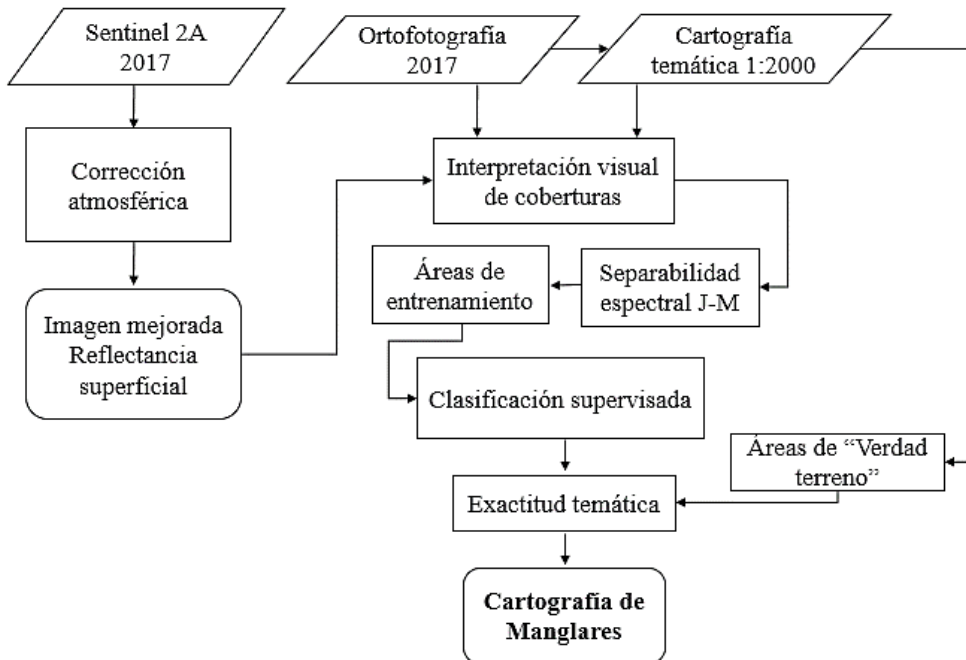





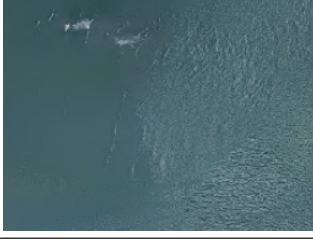
Figura 2. Esquema metodológico empleado.

2.3.2. Interpretación visual de coberturas

Se procedió a realizar una interpretación visual en la ortorofotografía del año 2017 y a su vez en la imagen de satélite; se utilizó para el reconocimiento de coberturas el método propuesto por (Melo y Camacho, 2005; Chuvieco, 2010) que señalan que es una técnica de teledetección que incorpora rasgos complejos en la discriminación de coberturas. Bajo esta metodología se visualizaron e identificaron las características pictóricas morfológicas (forma, tamaño, patrón, textura, etc.) de los elementos identificados en la ortofoto sobre la imagen Sentinel 2, permitiendo determinar cuatro categorías de coberturas en el área de estudio (Tabla 2).

De igual manera se utilizó cartografía a escala 1:2.000 de coberturas vegetales disponible de la zona de interés, esa cartografía es interpretada y validada para el año 2017 con ortofotos de alta resolución y visitas de campo por el laboratorio de SIG y Sensores Remotos del Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas del Pacífico (DIMAR-CCCP, 2018); este insumo se delimitó en su momento utilizando criterios como la línea de más alta marea (LMAM) y modelos digitales de elevación (DEM) que indican hasta donde sube la marea e inunda la vegetación, de igual manera se prestó especial énfasis en el reconocimiento visual de manglares, también se

Tabla 2. Identificación de coberturas en el área de estudio.

Cobertura	Representación visual. Escala: 1:2.500	Característica
Manglares		Cobertura vegetal dominada principalmente por una densa capa de árboles conocidos como Mangle, esta vegetación tiene como característica principal tolerar altos niveles de salinidad e inundaciones periódicas en la zona inter-mareal en cercanía a la desembocadura de diferentes ríos y riachuelos de agua dulce al océano.
Otra vegetación		Cobertura vegetal dominada por extensiones de árboles de especies latifoliadas autóctonas de la zona y asociadas con otro tipo de vegetación como arbustos, palmas y pastos (gramíneas) estas se encuentran en zonas de lomeríos o de cambios abruptos en la topografía donde es escasa o nula los procesos de inundación.
Suelo desnudo/ Construcción		Cobertura donde se ha presentado algún proceso ya sea natural o antrópico donde se expone parcial o totalmente la capa superficial del suelo ya sea por erosión o cambio de uso del suelo, también puede presentarse alguna vegetación arbustiva o de porte bajo asociada.
Agua/ Humedales		Cobertura donde se identifica el elemento agua, ya sea directamente en el mar o por los diferentes cursos de agua, ríos o estuarios o zonas inundadas característicos de esta zona; pueden presentar diferentes elementos suspendidos y la turbiedad en el agua puede afectar el color de la misma.

tuvo en cuenta información de visitas de campo que fueron realizadas en el año 2018 sobre el litoral pacífico.

2.3.3. Separabilidad espectral

Se estableció la firma espectral promedio en la imagen Sentinel 2 de las coberturas identificadas en el paso anterior a través del valor de la reflectancia superficial por medio de 20 regiones de interés (ROI por sus siglas en inglés) por cobertura distribuidas a lo largo del área de estudio, con el fin de valorar la separabilidad espectral y evitar errores posteriores en la clasificación supervisada; con el Plugin SCP se utilizó la opción de combinación de firmas espectrales; en este sentido se determinó la viabilidad a través de la matriz de separabilidad espectral, se tomó como base lo establecido por Richards y Jia (2006) adaptado por Congedo (2016); del mismo modo se determinó la distancia espectral de las coberturas empleando el método de Análisis de Separabilidad de Jeffries-Matusita (ASJM) (Ecuación 3 y 4) el cual determinó la separabilidad según la probabilidad de las distribuciones entre coberturas.

$$JM_{xy} = 2(1 - e^{-B}) \tag{3}$$

Donde:

$$B = \frac{1}{8} (x - y)^T \left(\frac{\sum x + \sum y}{2} \right)^{-1} (x - y) + \frac{1}{2} \ln \left(\frac{\left| \frac{\sum x + \sum y}{2} \right|}{\left| \sum x \right|^{\frac{1}{2}} \left| \sum y \right|^{\frac{1}{2}}} \right) \tag{4}$$

Dónde *B* es distancia de Bhattacharyya. *x* es primer vector de firma espectral. *y* es segundo vector de firma espectral. $\sum x$ es la matriz de covarianza de la muestra *x*. $\sum y$ es la matriz de covarianza de la muestra *y*.

Según Congedo (2016), el resultado de esta operación es asintótica y obtiene valores de 0 cuando las firmas espectrales son idénticas y de 2 si las

firmas espectrales son completamente diferentes; sin embargo para la interpretación del resultado se tomó lo establecido por Alonso-benito *et al.*, (2015) donde propuso los siguientes rangos para la valoración de la ASJM:

- Valores >1,9 definen muy buena separabilidad espectral.
- Valores entre 1,5 y 1,9 buena separabilidad espectral.
- Valores < de 1,5 mala separabilidad espectral.

2.3.4. Áreas de entrenamiento

Según Chuvieco (1995), los métodos de clasificación supervisada requieren de áreas de entrenamiento y previo conocimiento adquiridos con experiencia previa de la zona de interés; del mismo modo, Lu y Weng (2007) expresan que las áreas de entrenamiento son un requisito previo para obtener clasificación supervisada exitosa. Con base en el esquema de clasificación de coberturas del suelo realizado sobre la ortofotografía, se realizaron visitas a campo en las cuales corroboraron en gran medida las coberturas interpretadas en pasos anteriores; se seleccionaron áreas de entrenamiento (ROI) sobre la imagen satelital; factores como el difícil acceso a la totalidad del área de estudio, los costes de transporte y aspectos relacionados con asuntos logísticos limitaron en gran medida la labor de campo, conduciendo a seleccionar diez (10) ROI para cada una de las coberturas (40 ROI en total) con ayuda también de la cartografía (capas utilizadas de base) se consiguió una representatividad de 91,48 ha del total del área de estudio (Tabla 3); a su vez, anteriores trabajos realizados para el litoral han reflejado una buena separabilidad espectral de las coberturas de vegetación (Manglar y Otra vegetación) sobre el litoral (Cordoba-Aguilar *et al.*, 2006), razón por la cual no se consideró un mayor número de ROI para el entrenamiento.

Tabla 3. Asignación de coberturas para áreas de entrenamiento.

Cobertura	Identificación Visual	ID de Coberturas	Nº de Pixeles de enteramiento	Representatividad (ha)
Vegetación	Manglar	1	4820	48,2
	Otra vegetación	2	1866	18,66
Suelo desnudo/ Construcción	Suelo desnudo	3	642	6,42
Agua/Humedal	Agua	4	1820	18,2
Sin información	Nubes o sombras	5	-	-
Total			9.148	91,48

2.3.5. Clasificación supervisada

Para realizar la clasificación supervisada de la imagen Sentinel 2, se empleó el algoritmo de Máxima Verosimilitud (*Maximum Likelihood*), este algoritmo fue elegido ya que Chuvieco (1995) y Richards y Jia (2006) definen que es el algoritmo de clasificación supervisada más común en la clasificación de imágenes y el de mejor adaptabilidad a los datos de entrada; Congedo (2016), añade que, este algoritmo calcula las distribuciones de probabilidad para las coberturas, relacionado al teorema de Bayes, estimando si un píxel pertenece o no a una determinada cobertura.

Adicionalmente se utilizó la herramienta de ajuste de umbrales del Plugin SCP para el ajuste de las áreas de entrenamiento establecidas inicialmente, el método empleado fue el de ajuste de píxel; se definieron las coberturas a los píxeles que no fueron debidamente clasificados en el paso anterior y se mejoraron los rangos espectrales manualmente con apoyo de la interpretación visual de la ortofotografía; por otro lado, se calculó la superficie ocupada en hectáreas para cada cobertura.

2.3.6. Exactitud temática

Para evaluar la confianza de la clasificación del paso anterior, se realizó una evaluación de la exactitud temática mediante una matriz de confusión, la cual corresponde a una matriz de doble entrada que plasma la fiabilidad de la clasificación supervisada frente a las coberturas de referencia (Chuvieco, 2010); estas fueron identificadas en la ortofotografía y en la cartografía a escala 1:2.000. El diseño del muestreo para la evaluación temática obedeció a un modelo estratificado al azar; en este sistema las diferentes coberturas interpretadas corresponden a los estratos de muestreo (Congalton, 1991; Stehman, 2009).

De acuerdo con Congalton, (1991), si la extensión del área de estudio es inferior a un millón de acres (aproximadamente 400 mil hectáreas), se recomienda el uso de una muestra de 50 puntos de control para cada categoría de cobertura. De este modo, se tomaron 120 puntos para evaluar la calidad temática del ejercicio distribuidos aleatoriamente en cada categoría de cobertura, para las coberturas de Manglar y Otra vegetación se implementaron 100 puntos siendo los de especial interés (50 por tipo de cobertura) y 20 puntos

fueron utilizados para evaluar las coberturas de Suelo desnudo/Construcción y Agua/Humedales (10 puntos por cobertura). Para efectos prácticos, la cobertura identificada como Sin información (nubes o sombras) se omitió del análisis.

A su vez, se determinó el Coeficiente de Kappa para establecer la concordancia estadística de la matriz a través de lo propuesto por Bishop *et al.*, (1977); el resultado del coeficiente de Kappa puede darse entre el rango de 0 y 1 donde los valores cercanos a 1 indican una buena clasificación, sin embargo para su mejor interpretación se utilizó los valores de concordancia categorizados en la Tabla 4.

Tabla 4. Categorías de concordancia para la validación del índice Kappa.

Valor Kappa	Concordancia
0	Nula
0,01-0,20	Leve
0,21-0,40	Aceptable
0,41-0,60	Moderada
0,61-0,80	Considerable
0,81-1,00	Casi perfecta.

Fuente: Landis y Koch (1977).

Finalmente se procedió a realizar la conversión de la clasificación a formato vectorial, donde se generalizaron los polígonos a una unidad mínima cartografiable (UMC) de 1 ha para obtener cartografía a escala 1:25.000 según lo recomendado por (Priego *et al.*, 2010) para la generación de cartografía temática; para una mejor visualización y salida gráfica de los datos se recortó la clasificación al borde costero continental delimitado previamente.

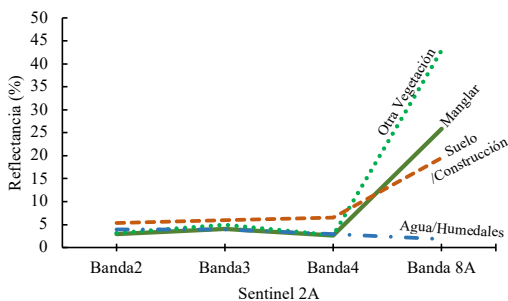
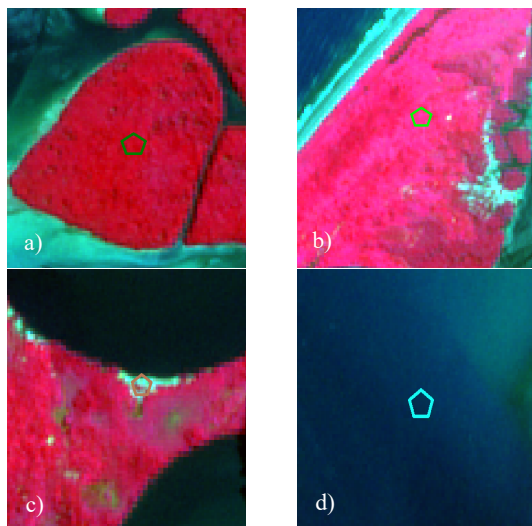
3. Resultados

3.1. Imagen mejorada a reflectancia superficial

Como resultado de la mejora de la imagen de satélite, se obtuvo un remuestreo del tamaño de píxel de la banda 8A, a un tamaño de 10 m al igual que las demás bandas utilizadas, se convirtió los valores de ND a reflectancia superficial, de igual manera, se presentó una mejor visualización de la imagen frente a los datos originales, debido a la distribución de los valores de los píxeles en el histograma de frecuencia, lo cuales son representados en valores de entre 0 y 1.

3.2. Separabilidad espectral

Se obtuvo las firmas de reflectividad espectral promedio para cada cobertura identificada en la imagen Sentinel 2 (Figura 3), para cada banda utilizada en el análisis como característica principal. El mayor porcentaje de reflectancia fue registrado en el infrarrojo cercano (banda 8A) en la cobertura “Otra vegetación” y “Manglar” con el 42,97 y 25,85% respectivamente, siendo esta banda la de mejor contraste para identificar manglares; así mismo la cobertura “Suelo desnudo/Construcción” tuvo su mayor reflectancia en el infrarrojo cercano (banda 8A) con un 19,52%; por otra parte, los cuerpos de agua presentaron mayores porcentajes de reflectancia en el azul y verde (bandas 2 y 3) con valores de 3,90 y 3,93% respectivamente.



Composición RGB (8A,4,3) escala de visualización 1:8.000; donde: a) Manglar; b) Otra vegetación; c) Suelo/Construcción y d) Agua/Humedales

Figura 3. Firma de reflectancia espectral promedio para las coberturas.

El análisis de separabilidad de Jeffries-Matusita (ASJM) obtuvo valores entre 1,99 y 2,0 para las coberturas analizadas a través de los ROI de entrenamiento (Tabla 5), los valores promedio para ASJM principalmente entre las coberturas de Manglar y Otra vegetación se registró en 1,99 lo cual indicó una buena separabilidad espectral entre estas dos coberturas según los rangos de valoración establecidos.

Tabla 5. Análisis de separabilidad espectral de Jeffries-Matusita.

Cobertura	Suelo desnudo/ Agua/			
	Manglar	Otra veg.	Construcción	Humed.
Manglar	-	1,99	2,0	2,0
Otra vegetación	1,99	-	2,0	2,0
Suelo desnudo/ Construcción	2,0	2,0	-	2,0
Agua/ Humedales	2,0	2,0	2,0	-

3.3. Clasificación supervisada

La clasificación de coberturas temáticas con el algoritmo de máxima verosimilitud presentó buenos resultados. Se calculó la extensión y el porcentaje de participación para las diferentes coberturas identificadas (Tabla 6) y se obtuvo que el Manglar presentó la mayor ocupación con el 59,21% del total del área de estudio. Estas zonas se localizan principalmente en zonas planas donde se presentan procesos de inundación por influencia intermareal.

Tabla 6. Extensión de las coberturas interpretadas.

Cobertura	Área (ha)	Ocupación (%)
Manglar	7.264,21	59,21
Otra vegetación	4.543,32	37,04
Suelo desnudo/ Construcción	361,08	2,94
Agua/Humedales	9,52	0,08
Sin información	89,42	0,73
Total	12.267,55	100

3.4. Evaluación de la exactitud temática

En la evaluación de calidad de la clasificación supervisada a través de la matriz de confusión se obtuvo una exactitud global del 80% y un índice Kappa de 0,70 lo que indicó una clasificación considerable al utilizar el algoritmo de máxima

Tabla 7. Matriz de confusión y medidas globales de fiabilidad.

Clasificación	Cobertura	Verdad terreno				Total	E _u (%)	E _{co} (%)
		Manglar	Otra vegetación	Suelo desnudo/ Construcción	Agua/ Humedales			
Manglar		44	11	3	0	58	75,86	24,14
Otra vegetación		4	35	0	0	39	89,74	10,26
Suelo desnudo/ Construcción		2	4	7	0	13	53,85	46,15
Agua/Humedales		0	0	0	10	10	100	0
Total		50	50	10	10	120		
E _p (%)		88	70	60	100			
E _{om} (%)		12	30	40	0			
Exactitud global (%)				80				
Índice de Kappa				0,70				

Donde E_u = Exactitud del usuario, E_{co} = Error por comisión, E_p = Exactitud del productor y E_{om} = Error por omisión.

verosimilitud; del mismo modo se obtuvo valores de exactitud del usuario y productor para Manglar y Otra vegetación de 75,86 y 88% respectivamente lo que indica una buena clasificación del algoritmo frente a las demás coberturas analizadas. En la Tabla 7 se presenta la matriz de confusión determinada en el proceso y las medidas globales de fiabilidad de la clasificación supervisada.

3.5. Mapa de bosques de Manglar

Se obtuvo el mapa para una mejor visualización de la distribución del manglar sobre la zona costera, en la Figura 4 se presenta el mapa de los bosques de Manglar a escala 1:25.000 de la zona de estudio.

4. Discusión

Obtener información precisa y actualizada de la distribución de los manglares es primordial para la protección y restauración de los mismos ya que estos bosques están en constante presión (Zhen *et al.*, 2018); en este sentido, el mapeo de manglares utilizando sensores remotos se vuelve clave para obtener datos precisos y mapas actualizados los cuales son herramientas importantes en procesos de conservación, y seguimiento de manglares en áreas extensas y de difícil acceso (Kongwongjan *et al.*, 2012; Wang *et al.*, 2018; Xia *et al.*, 2018). Las imágenes del Sentinel 2 se convierten en una opción integral para llevar a cabo procesos de cartografía a una escala local de bosques de manglar debido a que son de uso libre y presentan una buena resolución espacial y temporal (Portengen, 2017).

La reflectancia espectral hallada en este estudio fue similar a los valores reportados por otras investigaciones a nivel internacional (Kongwongjan *et al.*, 2012; Portengen, 2017; Mondal *et al.*, 2018); para la cobertura de Manglar y Otra vegetación, el comportamiento espectral es típico de la vegetación, donde presenta su mayor reflectividad en la longitud de banda del infrarrojo cercano, sin embargo la variabilidad en el valor de la reflectividad de estas coberturas puede deberse por factores



Figura 4. Cartografía de bosques de manglar a escala 1:25.000 en el pacífico colombiano.

como el contenido de humedad, pigmentos en las hojas, estado fisiológico y características morfológicas de la especie (Chuvienco, 2010; Díaz, 2015). La cobertura de Suelo desnudo/Construcción, tuvo una reflectancia particular debido a que los suelos se ven afectados por la marea y las lluvias, estos permanecen húmedos la mayoría del tiempo; se puede alterar las propiedades físicas y por ende influye en la reflectividad; este fenómeno se observa principalmente en la disminución de la reflectancia de la banda roja e infrarroja cercana con respecto a suelos secos (Sánchez-Rodríguez et al., 2000; Chuvienco, 2010). La cobertura Agua/Humedales presentó una alto porcentaje de absorción de luz en la banda azul y verde. Sin embargo este comportamiento es normal para este elemento, presentando su mayor porcentaje de reflectividad en la banda del azul y disminuyendo gran medida hasta el infrarrojo, pudiéndose discriminar esta cobertura de las demás efectivamente ya que presenta valores muy bajos de reflectancia en esta última banda (Chuvienco, 1995; Hantson et al., 1988; Cordoba-Aguilar et al., 2006).

Con base en los resultados de separabilidad espectral, se estableció una buena medida entre las diferentes coberturas, en especial, la cobertura de Manglar frente a Otra vegetación lo que concuerda con lo expuesto por (Cordoba-Aguilar et al., 2006). Por su parte el algoritmo de máxima verosimilitud obtiene resultados más eficientes frente a otros algoritmos de clasificación supervisada y aumenta en gran medida la exactitud y la fiabilidad global de la clasificación basada en píxeles (Hossain et al., 2009; Kanniah et al., 2015). Este algoritmo es muy utilizado para determinar las coberturas de manglares utilizando imágenes de sensores remotos y técnicas de teledetección a nivel global (Gao, 1999; Alatorre et al., 2011; Kongwongjan et al., 2012; Valderrama-Landeros et al., 2017); sin embargo dentro de los hallazgos, algunos bosques inundables presentaron similar valor en la reflectividad, lo que podrían presentar incertidumbre y sobreestimar la extensión del manglares (Alatorre et al., 2011); del mismo modo se hace necesario tener información secundaria como mapas temáticos de coberturas vegetales, datos de campo y ortofotos de alta resolución espacial, lo que conllevaría a una buena validación de los resultados expresados en una buena fiabilidad global de la clasificación con algoritmos de máxima verosimilitud usando imágenes

de sensores remotos (García-Mora y Mas, 2008; Chuvienco, 2010).

Aunque existen métodos para determinar la cobertura de manglares a nivel mundial (Giri et al., 2011; Thomas et al., 2018) y si bien, se han realizado algunas aproximaciones a la extensión de esta cobertura en Colombia con el uso de técnicas de teledetección (Zambrano y Rubiano, 1996; Cordoba-Aguilar et al., 2006; Blanco-Libreros, 2016), se requieren de metodologías estandarizadas que permitan establecer estimaciones precisas de la distribución de los manglares, dado que esto trae consigo beneficios para los responsables del monitoreo de los recursos naturales a nivel regional, además de proporcionar la línea base en iniciativas para la conservación de ecosistemas y humedales estratégicos costeros de importancia para iniciativas RAMSAR (Secretaría de la Convención de Ramsar, 2013; Mejía-Rentería et al., 2018). Por otro lado, el uso de software SIG Open Source como QGIS y el uso de complementos como el SCP proporcionan herramientas tecnológicas de libre acceso para el manejo y procesamiento de grandes volúmenes de datos geoespaciales.

5. Conclusiones

Los resultados de este estudio permitieron establecer un método para generar cartografía de bosques manglar en el pacífico colombiano a escala 1:25.000 utilizando datos de sensores remotos ópticos como el Sentinel 2 y ortofotografías de alta resolución; las técnicas de interpretación visual y el procesamiento de datos geoespaciales permitieron constituir la firma espectral para las coberturas analizadas; por otro lado, se pudo evidenciar la separabilidad espectral y la clasificación entre coberturas de Manglar y de otro tipo de vegetación con una exactitud global del 80%, del mismo modo, los manglares poseen el 59,21% de la extensión total, siendo la cobertura más representativa en la zona de estudio; los hallazgos en este estudio servirán como referente académico a nivel regional y se espera que el método sea replicado en otras regiones del pacífico colombiano contribuyendo al manejo integrado de la zona costera del país.

Agradecimientos

Este artículo se desarrolló bajo el contexto del proyecto denominado: “Generación de la Información Técnica y Científica para la Administración de los Litorales Colombianos” de la Dirección General Marítima – DIMAR, el autor principal agradece al Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas del Pacífico CCCP; al SubOficial Jefe Fernando Oviedo Barrero, líder del grupo del Área de Manejo Integral de Zona Costera y a las personas integrantes del laboratorio de SIG y Sensores Remotos del CCCP (Tumaco, Colombia) por el suministro de datos y la colaboración.

Referencias

- Alatorre, L.C., Sánchez-Andrés, R., Cirujano, S., Beguería, S., Sánchez-Carrillo, S. 2011. Identification of mangrove areas by remote sensing: The ROC curve technique applied to the northwestern Mexico coastal zone using Landsat imagery. *Remote Sensing*, 3(8), 1568-1583. <https://doi.org/10.3390/rs3081568>
- Alonso-benito, A., Arbelo, M., Edge, R. 2015. Evaluación de índices de vegetación para identificar combustibles forestales. *XVI Congreso de La Asociación Española de Teledetección*, 161-164.
- Alvarez-León, R., García-Hansen, I. 2003. Biodiversity Associated with Mangroves. *Isme/Glomis*, 3(1), 1-2.
- Badola, R., Hussain, S.A. 2005. Valuing ecosystem functions: an empirical study on the storm protection function of Bhitarkanika mangrove ecosystem, India. *Environmental Conservation*, 32(1), 85-92. <https://doi.org/10.1017/S0376892905001967>
- Bishop, Y.M.M., Fienberg, S.E., Holland, P.W., Light, R.J., Mosteller, F. 1977. Book Review: Discrete Multivariate Analysis: Theory and Practice. *Applied Psychological Measurement*, 1(2), 297-306. <https://doi.org/10.1177/014662167700100218>
- Blanco-Libreros, J. F. 2016. Cambios globales en los manglares del golfo de Urabá (Colombia): entre la cambiante línea costera y la frontera agropecuaria en expansión. *Actualidades Biológicas*, 38(104), 53-70. <https://doi.org/10.17533/udea.acbi.v38n104a06>
- Chávez, P.S.J. 1996. Image-based atmospheric corrections - revisited and improved. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 62(9), 1025-1036.
- Chuvieco, E. 1995. *Fundamentos de teledetección espacial* (2a ed). Madrid: Ediciones RIALP S.A.
- Chuvieco, E. 2010. *Teledetección Ambiental* (Tercera Ed). Barcelona, España: Ariel Editorial.
- Congalton, R. G. 1991. A Review of Assessing the Accuracy of Classifications of Remotely Sensed Data. *Remote Sensing of Environment*, 46, 35-46. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(91\)90048-B](https://doi.org/10.1016/0034-4257(91)90048-B)
- Congedo, L. 2016. Semi-Automatic Classification Plugin Semi-Automatic Classification Plugin Documentation.
- Cordoba-Aguilar, E.H., Puentes, M., Otero, L. 2006. Landsat-7 ETM+ para determinar la cobertura del suelo de la zona costera de la bahía de Tumaco. *Boletín Científico CCCP*, 13, 41-52. https://doi.org/10.26640/01213423.13.41_52
- Díaz García-Cervigón, J.J. 2015. *Estudio de Índices de vegetación a partir de imágenes aéreas tomadas desde UAS/RPAS y aplicaciones de estos a la agricultura de precisión.*(Tesis de Maestría) Universidad Complutense de Madrid. Madrid.
- DIMAR-CCCP. 2018. Informe técnico: Generación de la información técnica y científica para la administración de los litorales Colombianos. Dirección General Marítima-Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas del Pacífico.
- DIMAR. 2017. Ortofoto Digital Zona 2B, Proyecto: Generación de la información técnica y científica para la administración de los litorales Colombianos. Dirección General Marítima.
- Dutta, D., Das, P.K., Paul, S., Sharma, J.R., Dhadwal, V.K. 2014. Spatio-temporal assessment of ecological disturbance and its intensity in the mangrove forest using MODIS derived disturbance index. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences - ISPRS Archives*, 40(8), 555-559. <https://doi.org/10.5194/isprsarchives-XL-8-555-2014>
- ESA. 2018. Producto Multiespectral: S2A_MSIL1C_20170805T153621_N0205_R068_T18NTK_20170805T153620. Programa espacial COPERNICUS. Disponible en: <https://scihub.copernicus.eu>
- European Space Agency. 2015. Sentinel-2 Products Specification Document. *Thales Alenia Space*. Disponible en: https://sentinel.esa.int/documents/247904/349490/S2_MSI_Product_Specification.pdf
- FAO. 2007. The world's mangroves 1980-2005. *FAO Forestry Paper*, 153, 89. Roma.
- Gacía-Mora, T.J., Mas, J.F. 2008. Comparación de metodologías para el mapeo de la cobertura y uso del suelo en el sureste de México. *Investigaciones Geográficas*, 67, 7-19.

- Gao, J. 1999. Evaluation of SPOT HRV Data in Mapping Mangrove Forests in a Temperate Zone. *Geocarto International*, 14(3), 45-52. <https://doi.org/10.1080/10106049908542116>
- Giri, C. 2016. Observation and monitoring of mangrove forests using remote sensing: Opportunities and challenges. *Remote Sensing*, 8(9), 783. <https://doi.org/10.3390/rs8090783>
- Giri, C., Ochieng, E., Tieszen, L.L., Zhu, Z., Singh, A., Loveland, T., Masek, J., Duke, N. 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography*, 20(1), 154-159. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00584.x>
- Hamilton, S.E., Casey, D. 2016. Creation of a high spatio-temporal resolution global database of continuous mangrove forest cover for the 21st century (CGMFC-21). *Global Ecology and Biogeography*, 25(6), 729-738. <https://doi.org/10.1111/geb.12449>
- Hanson, S., Chuvieco, E., Pons, X., Domingo, C., Cea, C., Moré, G., Cristóbal, J., Peces, J.J., Tejero, J.A. 1988. Cadena de pre-procesamiento estándar para las imágenes Landsat del Plan Nacional de Teledetección. *Revista de Teledetección*, 36(1), 51-61. Disponible en: http://www.aet.org.es/revistas/revista36/Revista_36_Todo.pdf Último acceso: abril de 2019.
- Hernández, B., Cherrington, E.A., Bosarreyes, A., Gálvez, J.G., Oyuela, M., Sempris, E. 2012. Clasificación de cobertura actual del mangle de las costas del Pacífico y Atlántico de Guatemala, a través de técnicas de percepción remota. Panamá: Centro del Agua del Trópico Húmedo para América Latina y el Caribe CATHALAC. Disponible en: http://maps.cathalac.org/download/Data/gt/cathalac_mangles_guatemala_2012_.pdf Último acceso: abril de 2019.
- Hossain, M.S., Wong, S., Chowdhury, M.Z.R., Shamsuddoha, M. 2009. Remote Sensing and GIS Application to Mangrove Forest Mapping in the Meghna Deltaic Islands of Bangladesh. *Bangladesh Journal of Marine Sciences and Fisheries*, 1(1), 81-96.
- INVEMAR. 2018. *Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2017*. Santa Marta: Serie de Publicaciones Periódicas No.3.
- Kanniah, K. D., Sheikhi, A., Cracknell, A. P., Goh, H. C., Tan, K. P., Ho, C. S., & Rasli, F. N. 2015. Satellite images for monitoring mangrove cover changes in a fast growing economic region in southern Peninsular Malaysia. *Remote Sensing*, 7(11), 14360-14385. <https://doi.org/10.3390/rs71114360>
- Kongwongjan, J., Suwanpravit, C., Thongchumnum, P. 2012. Comparison of vegetation indices for mangrove mapping using THEOS data. *Proceedings of the Asia-Pacific Advanced Network*, 33, 56-64. <https://doi.org/10.7125/APAN.33.6>
- Kuenzer, C., Bluemel, A., Gebhardt, S., Quoc, T. V., Dech, S. 2011. Remote Sensing of Mangrove Ecosystems: A Review. *Remote Sensing*, 3(5), 878-928. <https://doi.org/10.3390/rs3050878>
- Landis, J., Koch, G. 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, 33, 159-174. <https://doi.org/10.2307/2529310>
- López, A.C., Sierra-Correa, P.C., Rodríguez, J.C., Freyre-Palua, J.L. 2003. *Plan de Manejo Integrado de la Zona Costera para el Complejo de las Bocanas de Guapi e Iscuandé Pacífico Colombiano Fase II*. Santa Marta: INVEMAR-CRC-CORPONARIÑO-IIAP. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorio. Disponible en: <http://www.invevar.org.co/redcostera1/invevar/docs/PlandemanejoUMIGuapi.pdf> Último acceso: junio de 2019.
- Lozano-Rivera, P. 2007. Técnicas de percepción remota y sistemas de información geográfica para la delimitación de bosques de manglar. Santa Marta: Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andrés. Disponible en: <http://geonodesiam.invevar.org.co/documents/2783/download> Último acceso: abril de 2019.
- Lu, D., Weng, Q. 2007. A survey of image classification methods and techniques for improving classification performance. *International Journal of Remote Sensing*, 28(5), 823-870. <https://doi.org/10.1080/01431160600746456>
- Mejía-Rentería, J.C., Castellanos-Galindo, G.A., Cantera-Kintz, J.R., Hamilton, S.E. 2018. A comparison of Colombian Pacific mangrove extent estimations: Implications for the conservation of a unique Neotropical tidal forest. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 212(5), 233-240. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.07.020>
- Melo, L., Camacho, M. 2005. *Interpretación visual de imágenes de sensores remotos y su aplicación en levantamientos de cobertura y uso de la tierra*. (Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Ed.) (1. Ed.). Bogotá D.C.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. 2011. Zonificación de áreas de manglar. Bogotá D.C.: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Disponible en: https://www.minambiente.gov.co/images/BosquesBiodiversidadyServiciosEcosistemicos/pdf/Manglares/080811_zonificación_manglares.pdf Último acceso: abril de 2019.

- Mondal, P., Trzaska, S., De Sherbinin, A. 2018. Landsat-derived estimates of mangrove extents in the Sierra Leone coastal landscape complex during 1990-2016. *Sensors*, 18(1), 12. <https://doi.org/10.3390/s18010012>
- Moran, M.S., Jackson, R.D., Slater, P.N., Teillet, P.M. 1992. Evaluation of simplified procedures for retrieval of land surface reflectance factors from satellite sensor output. *Remote Sensing of Environment*, 41(2-3), 169-184. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(92\)90076-V](https://doi.org/10.1016/0034-4257(92)90076-V)
- Muhsoni, F.F., Sambah, A.B., Mahmudi, M., Wiadnya, D.G.R. 2018. Comparison of Different Vegetation Indices for Assessing Mangrove Density Using Sentinel-2 Imagery. *International Journal of GEOMATE*, 14(45), 42-51. <https://doi.org/10.21660/2018.45.7177>
- Portengen, E.C. 2017. *Classifying Mangroves in Vietnam using Radar and Optical Satellite Remote Sensing*. (Tesis de Maestría). Delft University of Technology. Delft.
- Priego, A., Bocco, G., Mendoza, M., Garrido, A. 2010. *Propuesta para la generación semiautomatizada de unidades de paisaje*. Morelia: Serie Planeación Territorial. Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental Universidades Autónoma de México.
- Rahman, A., Dragoni, D., Didan, K., Barreto-Munoz, A., Hutabarat, J. 2013. Detecting large scale conversion of mangroves to aquaculture with change point and mixed-pixel analyses of high-fidelity MODIS data. *Remote Sensing of Environment*, 130, 96-107. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.11.014>
- Rahman, M., Begum, S. 2011. Land cover change analysis around the Sundarbans mangrove forest of Bangladesh using remote sensing and gis application. *Journal Science Foundation*, 9(1-2), 95-107. <https://doi.org/10.3329/jsf.v9i1-2.14652>
- Richards, J.A., Jia, X. 2006. *Remote Sensing Digital Image Analysis* (4th ed.). Berlin: Springer.
- Robles, B., Luna, R. 2007. Análisis de las tendencias de cambio del bosque de mangle del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México. Una aproximación con el uso de imágenes de satélite landsat. *Universidad y Ciencia*, 23(1), 29-46. Disponible en: <http://octopup.org/img/mexico2005/docs/2006-Analysis-of-change-trends-of-the-mangrove-forest-in-Teacapan-Agua-Brava-lagoon.pdf> Último acceso: junio de 2019.
- Rodriguez, J., López, A., Sierra-Correa, P., Hernández, M., Almario, G., Prieto, L.M., ... Martínez, H. 2009. *Ordenamiento ambiental de los manglares del municipio de Guapi, departamento del Cauca (Pacífico colombiano)*. Medellín: Serie de documentos generales INVEMAR No 33. Servigraficas S.A.
- Romero-Bermy, E.I., Acosta-Velázquez, J., Tovilla-Hernández, C., Schmook, B., Gomez-Ortega, R. 2015. Cambios de cobertura y fragmentación de manglar en la region del soconusco, Chiapas México, 1994-2011. *Revista Geografica de America Central*, 54, 153-169. <https://doi.org/10.15359/rgac.1-54.7>
- Sánchez-Páez, H., Álvarez-Leon, R., Guevara-Mancera, O.A., Zamora-Guzmán, A., Rodríguez-Cruz, H., Bravo-Pazmiño, H. 1997. *Diagnóstico y zonificación preliminar de los manglares del Pacífico de Colombia*. Bogotá D.C.: Ministerio del Medio Ambiente.
- Sánchez-Rodríguez, E., Torres-Crespo, M.Á., Palacios-Carmona, A.F., Aguilar-Alba, M., Pino-Serrato, I., Granado-Ruiz, L. 2000. Comparación del NDVI con el PVI y el SAVI como indicadores para la asignación de modelos de combustible para la estimación del riesgo de incendios en Andalucía. *Tecnologías Geográficas Para El Desarrollo Sostenible*, 11. Disponible en: http://www.age-geografia.es/tig/docs/IX_2/Sanchez_Esperanza.PDF Último acceso: junio de 2019.
- Secretaría de la Convención de Ramsar. 2013. *Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la Convención sobre los Humedales* (Ramsar, Irán, 1971), 6a. edición. Gland, Switzerland: Secretaría de la Convención de Ramsar.
- Sobrino, J.A., Jiménez-Muñoz, J.C., Paolini, L. 2004. Land surface temperature retrieval from LANDSAT TM 5. *Remote Sensing of Environment*, 90(4), 434-440. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.02.003>
- Sremongkontip, S., Hussin, Y., Groenindijk, L. 2000. Detecting changes in the mangrove forests of southern Thailand using remotely sensed data and GIS. *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing*, 33(Part B7), 567-574. Disponible en: http://www.isprs.org/proceedings/XXXIII/congress/part7/567_XXXIII-part7.pdf Último acceso: junio de 2019.
- Stehman, S.V. 2009. Sampling designs for accuracy assessment of land cover. *International Journal of Remote Sensing*, 30(20), 5243-5272. <https://doi.org/10.1080/01431160903131000>
- 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. <https://doi.org/10.3390/rs10091466>
- 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. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0179302>

- Valderrama-Landeros, L., Flores-de-Santiago, F., Kovacs, J.M., Flores-Verdugo, F. 2017. An assessment of commonly employed satellite-based remote sensors for mapping mangrove species in Mexico using an NDVI-based classification scheme. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190(1), 23. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6399-z>
- Wachid, M., Hapsara, R., Cahyo, R., Wahyu, G., Syarif, A., Umarhadi, D., Fitriani, A.N., Ramadhanningrum, D.P., Widyatmanti, W. 2017. Mangrove canopy density analysis using Sentinel- 2A imagery satellite data Mangrove canopy density analysis using Sentinel-2A imagery satellite data. *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science*, 70, 1-8. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/70/1/012020>
- Wang, D., Wan, B., Qiu, P., Su, Y., Guo, Q., Wang, R., Sun, F., Wu, X. 2018. Evaluating the Performance of Sentinel-2 , Landsat 8 and Pléiades-1 in Mapping Mangrove Extent and Species. *Remote Sensing*, 10(1468), 2-27. <https://doi.org/10.3390/rs10091468>
- Xia, Q., Qin-Cheng, Z., Li, H., Huang, C., Zhen Su, F. 2018. Mapping Mangrove Forests Based on Multi-Tidal High-Resolution Satellite Imagery. *Remote Sensing*, 10(1343), 2-20. <https://doi.org/10.3390/rs10091343>
- Zambrano, C., Rubiano, D. 1996. *Mapas del bosque de manglar de la costa pacífica colombiana: años 1969, 1996 y multitemporal. Informe técnico 7*. Santa fé de Bogotá: Organización Internacional de Maderas Tropicales/Ministerio del Medio Ambiente.
- Zhen, J., Liao, J., Shen, G. 2018. Mapping Mangrove Forests of Dongzhaigang Nature Reserve in China Using Landsat 8 and Radarsat-2 Polarimetric SAR Data. *Sensors*, 18(11) 1-19. <https://doi.org/10.3390/s18114012>