

# TELEDETECCIÓN APLICADA AL RECONOCIMIENTO DE PRADERAS DE PASTOS MARINOS EN AMBIENTES DE BAJA VISIBILIDAD: LA GUAJIRA, COLOMBIA

*Santiago Millán, Jiner Antonio Bolaños, Carolina García-Valencia y Diana Isabel Gómez-López*

*Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR, Laboratorio de Servicios de Información (LabSIS), Santa Marta, Colombia. santiago.millan@invemar.org.co, jiner.bolanos@invemar.org.co, carolina.garcia@invemar.org.co y diana.gomez@invemar.org.co*

## RESUMEN

Las praderas de pastos marinos son un importante ecosistema debido a su alta productividad y valor ecológico dentro de los ambientes tropicales marinos, por albergar alta diversidad de especies. En Colombia, los pastos marinos se encuentran localizados rodeando las islas, en algunos bajos coralinos oceánicos y a lo largo de la costa continental caribeña, principalmente en el departamento de La Guajira, donde se encuentra más de 80% de las praderas de pastos marinos del país. En el mundo, la delimitación de este ecosistema ha sido realizada durante años, de manera exitosa, con la ayuda de teledetección con imágenes satelitales a diferentes escalas espaciales. No obstante, las condiciones ambientales particulares en La Guajira, de alta turbidez del agua y reducida penetración de luz, impiden el uso de imágenes satelitales usadas tradicionalmente para estos ambientes. Con el objetivo de delimitar y determinar la extensión de las praderas de pastos marinos en La Guajira, a partir de un análisis entre julio de 2013 y febrero de 2014, se aplicó una metodología de interpretación masiva de imágenes con verificación de campo rápida, generando como resultado una capa cartográfica de los hábitats de pastos marinos en el sector cabo de La Vela – Dibulla, a escala 1:100000. La metodología incluyó corrección geométrica, fusión de imágenes satelitales, recopilación de información de campo, definición de clases temáticas, determinación de criterios para la delimitación espacial, interpretación visual de imágenes, cualificación de incertidumbre temática y generación de la cartografía final. El proceso de construcción cartográfica mostró que las imágenes del sensor OLI del satélite Landsat 8 facilitan la identificación de parches de pastos marinos en zonas profundas (>10 m). En total se identificaron 53621 ha de praderas de pastos marinos, y se delimitaron los parches más grandes de Colombia, los cuales alcanzan tamaños de hasta 6018 ha.

**PALABRAS CLAVES:** Teledetección, Imágenes satelitales, Praderas de pastos marinos, La Guajira.

## ABSTRACT

**Remote sensing applied to recognition of seagrass meadows in low visibilities environments: La Guajira, Colombia.** Seagrass meadows are important ecosystems due to their high productivity and ecological value among tropical ecosystems, because of their high species diversity. In Colombia seagrasses are located around some islands, oceanic coral banks and along the Caribbean shelf, mainly in La Guajira Department, where more than 80% of the seagrass meadows of the country are

present. In the world, the delimitation of this ecosystem has been successfully mapped during years, with assistance of remote sensing, using satellite image of different spatial scales. Nevertheless, the specific environmental conditions in La Guajira, such as high water turbidity and reduced light penetration restrict the use of traditional satellite images employed for those seascapes. With the aim of delimiting and establishing the extension of seagrass meadows in La Guajira, based on analyses between July 2013 and February 2014, a methodology of massive image interpretation that included fieldwork fast verification was applied, generating as a result one layer of seagrass habitats in Cabo de La Vela – Dibulla area at 1:100000 scale. Methodology included geometric correction, image fusion, fieldwork information, definition of thematic classes, determining of criteria for spatial delimitation, visual interpretation of images, thematic uncertainty qualification, and final cartography production. The process of cartographic production showed that Landsat 8 OLI satellite sensor images made easier the identification of seagrass meadows in deep areas (>10m). In total, 53621 ha of seagrass meadows were identified, and the largest meadows of Colombia were delimited, which reach dimensions of up to 6018 ha.

**KEY WORDS:** Remote sensing, Satellite images, Seagrasses meadows, La Guajira.

## INTRODUCCIÓN

Las praderas de pastos marinos constituyen ecosistemas marinos de gran interés a nivel mundial, por la alta riqueza de especies que albergan, por su elevada productividad y por el papel estabilizador que desempeñan en el medio costero (Orth *et al.*, 2006). Su importancia está relacionada con la provisión de múltiples servicios ecosistémicos (Hemminga y Duarte, 2000), entre ellos su contribución en la salud de los manglares y de los arrecifes de coral (Unsworth *et al.*, 2008), y su capacidad para reducir la erosión costera, por el efecto que provoca el follaje en la disminución de las corrientes y del oleaje (Björk *et al.*, 2008). En Colombia las praderas de pastos marinos hacen parte de los denominados ecosistemas estratégicos en el contexto de la Política Nacional Ambiental (Díaz *et al.*, 2003). Este ecosistema está sometido a presiones, debidas al impacto negativo de actividades antrópicas sobre zonas costeras (Orth *et al.*, 2006; Hoegh-Guldberg y Bruno, 2010) que afectan su salud y vitalidad, lo que redundo en la disminución de su productividad (Wang *et al.*, 2007). Varias de las presiones que afectan las praderas de pastos marinos llegan a perturbarlas significativamente, al punto de alterar la cobertura a escalas de paisaje (Robins y Bell, 1994). Esto, sumado al alto dinamismo espacial de sus poblaciones, atrae la atención de científicos y responsables de la gestión de recursos, quienes reconocen su importancia y requieren información que permita contar con inventarios, desarrollar investigación y realizar monitoreos que conlleven a su conservación a través de la restauración e implementación de otras acciones de manejo del recurso.

Los pastos marinos están presentes a lo largo de las costas tropicales y templadas de todo el mundo (Green y Short, 2003) excepto en el Pacífico suramericano (Díaz *et al.*, 2003; Short *et al.*, 2007). Cinco de los doce géneros y nueve de las 60

especies conocidas se registran para la biorregión geográfica del Atlántico Tropical, a la cual pertenece el Caribe, donde *Thalassia testudinum* es la especie dominante en aguas de alta visibilidad (Short *et al.*, 2007). En el Caribe colombiano se registran seis especies de pastos marinos (*Ruppia maritima*, *Halodule wrightii*, *Halophila baillonis*, *Halophila decipiens*, *Syringodium filiforme* y *Thalassia testudinum*), que conforman praderas y parches con una extensión calculada de 64586 ha (Gómez-López *et al.*, 2014). Para la costa del Pacífico colombiano hasta ahora no se han registrado especies de pastos marinos (Díaz *et al.*, 2003). Las praderas del Caribe colombiano se ubican en los sectores de Urabá chocono, archipiélagos de San Bernardo y Nuestra Señora del Rosario, isla Fuerte, golfo de Morrosquillo, Parque Nacional Natural Tayrona, archipiélagos de San Andrés, Providencia y Santa Catalina y litoral del departamento de La Guajira, concentrando en éste último la mayor extensión de praderas del país, con más de 50000 ha (Gómez-López *et al.*, 2014).

Como planta vascular, los pastos marinos idealmente necesitan más de 10% de la irradiación superficial, a diferencia de la mayoría de las algas, que necesitan sólo 1% de la luz de la superficie para su crecimiento (Duarte, 1991). La luz y, por lo tanto, la profundidad, son limitantes del crecimiento y distribución de los pastos marinos, que al igual que las plantas terrestres realizan fotosíntesis, por lo que en muchos casos se restringen a los márgenes continentales del mundo y a profundidades menores de 70 m (Short *et al.*, 2007); sin embargo, cerca de grandes descargas de ríos o áreas de desarrollo humano, la presencia de los pastos marinos se reduce por atenuación significativa de la luz. Las praderas pueden ser incluso menos densas para evitar auto sombra (Short *et al.*, 1995; Collier *et al.*, 2008) y pueden producir hojas alargadas para alcanzar mejor la luz en superficie (Dalla Via *et al.*, 1998).

La delimitación cartográfica de ecosistemas marinos es difícil a partir de simples datos de campo, especialmente por su condición submareal, por lo que la teledetección es actualmente una de las fuentes primarias de información para realizar análisis y monitoreo de la extensión de praderas. El uso de imágenes de satélite permite a los científicos disponer de información repetida en el tiempo, y cubrir extensiones de fondos mucho mayores que los alcanzados a través de trabajos de campo extensos (Matthew y Goodman, 2015). Hasta principios de la década de los años 90 del siglo pasado que la cartografía de pastos marinos era lograda por medio de fotografía aérea (Greenway y Fry, 1988; Robblee *et al.*, 1991; Ferguson *et al.*, 1993; Sheppard *et al.*, 1995). Estudios posteriores involucraron el uso de imágenes satelitales, principalmente Landsat y Spot, para producir mapas de cobertura (Lennon y Luck, 1990; Zainal *et al.*, 1993; Mumby *et al.*, 1997; Green *et al.*, 2000; Mumby y Green, 2000; Pascualini *et al.*, 2005; Wang *et al.*, 2007). Igualmente se avanzó

en estimaciones de biomasa en pie, con aproximaciones mayores a 50%, usando sensores aerotransportados o satelitales de alta resolución espacial y espectral, pero limitados a distinguir especies de pastos marinos a partir de trabajo de campo (Green *et al.*, 2000).

El mapeo de pastos marinos basado en la teledetección incluye a nivel mundial desde el uso de técnicas complejas (Yang *et al.*, 2010) hasta interpretaciones manuales (Kendrick *et al.*, 2002). Sin embargo, aún existen grandes áreas sin cartografiar (Björk *et al.*, 2008). La teledetección satelital para pastos marinos se vale de información proveniente de: a) la respuesta de los fondos sumergidos sobre el ámbito visible del espectro electromagnético (Yang y Yang, 2009), donde la interpretación es facilitada por la transparencia de la columna de agua y, por tanto, obstaculizada por la presencia de sedimentos suspendidos, y b) el conocimiento previo general de los perfiles de profundidad de la zona a trabajar, ya que de esto también depende la definición precisa de la cobertura de los fondos. Las aguas costeras turbias ocasionan que la luz incidente en la columna de agua sea absorbida por el fitoplancton, o que sea dispersada por las partículas suspendidas (materia orgánica e inorgánica), restringiendo el paso de la luz hacia el bentos y, por tanto, la cantidad reflejada por éste (Dekker *et al.*, 1992). Adicionalmente, la detección de pastos marinos con sensores satelitales se dificulta con la profundidad, debido a la confusión con otras coberturas del fondo. Los fondos con coberturas coralinas o macroalgales suelen confundirse con pastos marinos, por su asociación con organismos fotosintetizadores o con contenidos de clorofila, que generan una respuesta espectral similar a la de los pastos marinos, dificultando el proceso de interpretación (Björk *et al.*, 2008; Matthew y Goodman, 2015). Tal situación obliga a acudir a procesamientos y análisis complejos (Lubin *et al.*, 2001), a valerse de información secundaria de apoyo para relacionar la interpretación (batimetría, mapas de cobertura, tipos de sedimento, geomorfología), y a verificación en campo con levantamiento de puntos de observación (Duarte y Kirkman, 2001).

El estudio de la distribución y extensión de los pastos marinos de Colombia fue iniciado en las últimas dos décadas, con la generación de un primer Atlas de Áreas Coralinas (Díaz *et al.*, 2000), un segundo atlas enfocado específicamente a praderas de pastos marinos (Díaz *et al.*, 2003) y, más recientemente, con la generación del Mapa de Ecosistemas Continentales, Acuáticos, Marinos y Costeros de Colombia (IDEAM *et al.*, 2007, 2016). Los estudios más recientes se han enfocado en la actualización de la cartografía por sectores, siendo el objetivo principal del presente trabajo la descripción del proceso cartográfico derivado de imágenes satelitales para las praderas de pastos marinos de La Guajira, en el sector comprendido entre el cabo de La Vela y el Santuario de Fauna y Flora de Flamencos (SFF Flamencos). En este

estudio se generó una capa con la distribución y extensión de los pastos marinos a escala 1:100000, que apoyará futuras actividades de conservación, monitoreo y manejo de los recursos marinos y costeros en torno a procesos de planificación.

## ÁREA DE ESTUDIO

El litoral del departamento de La Guajira, localizado en el extremo norte del territorio continental de Colombia, es la porción continental más septentrional de Suramérica, que limita al norte y noroeste con el mar Caribe y al este con Venezuela. El sector de análisis comprende desde el cabo de La Vela hasta la localidad de Dibulla ( $11^{\circ} 16' 54.89''$ -  $12^{\circ} 12' 55.31''$  N y  $73^{\circ} 18' 51.39''$  -  $72^{\circ} 11' 10.75''$  W) en inmediaciones del área protegida del SFF Flamencos. El área estudiada comprende una extensión de 163 km de línea de costa (Figura 1).

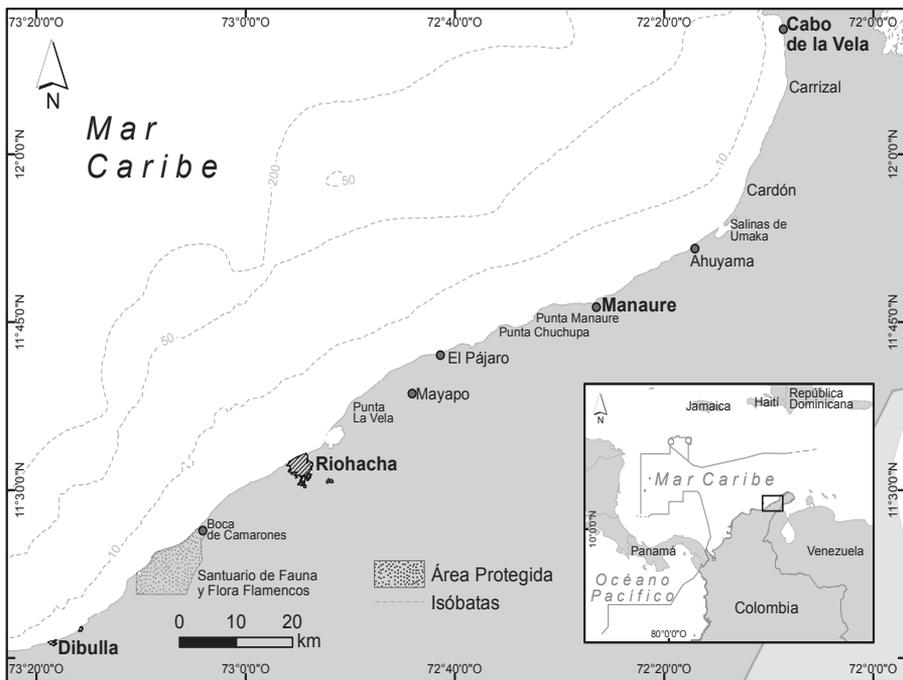


Figura 1. Localización general del área de estudio indicando la distribución de praderas de pastos marinos (elaborada por Invemar-LABSIS).

La Guajira está dominada por tierras planas y desérticas, pero también incluye pequeñas serranías, dunas y acantilados. La porción marina presenta una plataforma continental extensa y somera hacia el noreste, en tanto hacia el suroeste del área de estudio tiende a aumentar la pendiente, siendo la plataforma más estrecha, debido a

la cercanía de las estribaciones de la Sierra Nevada de Santa Marta (Álvarez-León *et al.*, 1995).

La Guajira está influenciada estacionalmente por los vientos Alisios provenientes del noreste, los cuales son responsables del sistema de surgencia estacional que ocasiona fuertes variaciones en la temperatura del mar (Álvarez-León *et al.*, 1995), y en donde los vientos predominantes se ven fortalecidos por la orientación local de la costa, provocando en la masa de agua un transporte Ekman fuera de la costa, que conforma una surgencia costera estacional de aguas sub-superficiales frías y enriquecidas (Andrade y Barton, 2005). Las condiciones de afloramiento, junto con la permanente “lluvia” de polvo arcilloso, provenientes del desierto guajiro (Díaz *et al.*, 2003), influyen en la transparencia de la columna del agua, de forma estacional.

En los primeros 20 m de profundidad existe alta productividad biológica (Suzunaga *et al.*, 1992), y su porción bentónica está representada por grandes extensiones de praderas de pastos marinos, fondos mixtos, praderas de algas y zonas dominadas por cascajo y/o arena, siendo este último el ambiente más común (Chasqui *et al.*, 2013), donde la cobertura de la fauna y flora bentónica es relativamente incipiente. En toda el área de estudio son comunes los organismos filtradores como esponjas, ascidias, bivalvos epibentónicos y gasterópodos de la familia Muricidae. También son frecuentes macroalgas de los géneros *Caulerpa*, *Udotea*, *Gracilaria* y *Dictyota* (Díaz *et al.*, 2003). Las praderas de pastos marinos son dominadas por las especies *T. testudinum*, *S. filiforme*, *H. wrightii* y *H. decipiens* (Díaz *et al.*, 2003), y para el ambiente de corales y esponjas sobre cascajo, los más comunes son los octocorales, siendo más escasos los corales duros (Chasqui *et al.*, 2013).

La mayor parte de la población de la zona costera de La Guajira depende de los servicios de aprovisionamiento, regulación, culturales y de soporte que brindan los ecosistemas. Gran parte de su sustento proviene de recursos marinos como pepinos de mar, peces, langostas, caracoles y bivalvos, entre otros, además de otros recursos costeros como los provenientes del manglar y lagunas costeras, que con la singularidad fisiográfica de la zona, le otorgan al paisaje guajiro una característica de especial interés para el turismo (Coporguajira e Invemar, 2012).

## MATERIALES Y MÉTODOS

Los ambientes donde las praderas de pastos marinos se presentan, permiten su exposición a la luz intensa y a bajas concentraciones de nutrientes (Van Tussenbroek, 2011), por lo que las aguas circundantes suelen ser claras. Sin embargo, en el área del presente estudio esta no siempre es la condición prevaleciente,

requiriendo el proceso de mapeo la utilización de un gran número de imágenes de varios sensores satelitales (ALOS-AVNIR2, Landsat-TM, ETM+, OLI, RapidEye-Reis), así como de diferentes fechas de la toma de esas imágenes, para aumentar la posibilidad de identificar y delimitar todos los parches y praderas de pastos marinos presentes en el área de estudio. De todas las imágenes utilizadas, las provenientes del sensor *Operational Land Imager* – OLI del satélite Landsat fueron determinantes para la delimitación de praderas de pastos marinos. Debido a la amplia extensión del área de estudio y a requerimientos de tiempo para generación de la capa temática, fue necesaria la implementación de una metodología rápida, tanto de campo como de escritorio, aplicable a ambientes con baja visibilidad en la columna de agua, como sucede en el área marina de La Guajira. El procedimiento rutinario de procesamiento de imágenes incluyó corrección atmosférica y geométrica, fusión de imágenes y generación de máscaras. No se contempló la alternativa de corrección del efecto de la columna de agua, dadas las condiciones de turbidez estacional y el alto número de escenas a analizar.

A continuación se describe el proceso metodológico para la generación de la cartografía de pastos marinos de La Guajira, para el sector comprendido entre el cabo de La Vela y Dibulla, en el Caribe colombiano (Figura 2). La capa cartográfica fue transformada al sistema de referencia Magna-Sirgas, acorde a los requerimientos y el estándar cartográfico nacional. Con el propósito de estimar cifras de extensión de fondos marinos equiparables en un contexto nacional en futuros estudios, la información de cobertura de pastos marinos fue obtenida a través de la proyección azimutal de áreas equiparables de Lambert. Previo al cálculo de las áreas, la capa cartográfica fue revisada topológicamente, para evitar errores vectoriales. Como resultado final, se generó una capa cartográfica de la distribución y extensión de las praderas de pastos marinos a escala 1:100000.

### **Sensores satelitales e imágenes utilizadas**

La detección de los pastos marinos a través de sensores satelitales pasivos está limitada a longitudes de onda del espectro electromagnético en el ámbito visible al ojo humano, porque la luz tiene cierta capacidad de penetrar la columna de agua y reflejarse devuelta al sensor (Fyfe, 2003), en el ámbito del azul y el verde (Holmes *et al.*, 2006). Debido a ello, el presente estudio se restringió al uso de imágenes de satélite con bandas en el espectro visible. Dada la dinámica de los pastos marinos de incrementar o reducir naturalmente su cobertura a través del tiempo (Community Environment Network, 2005) y con el fin de identificar los atributos del fondo marino de todos los sectores del área de estudio, se utilizó un compendio de imágenes con fechas comprendidas en un ámbito de cinco años (2009-2014).

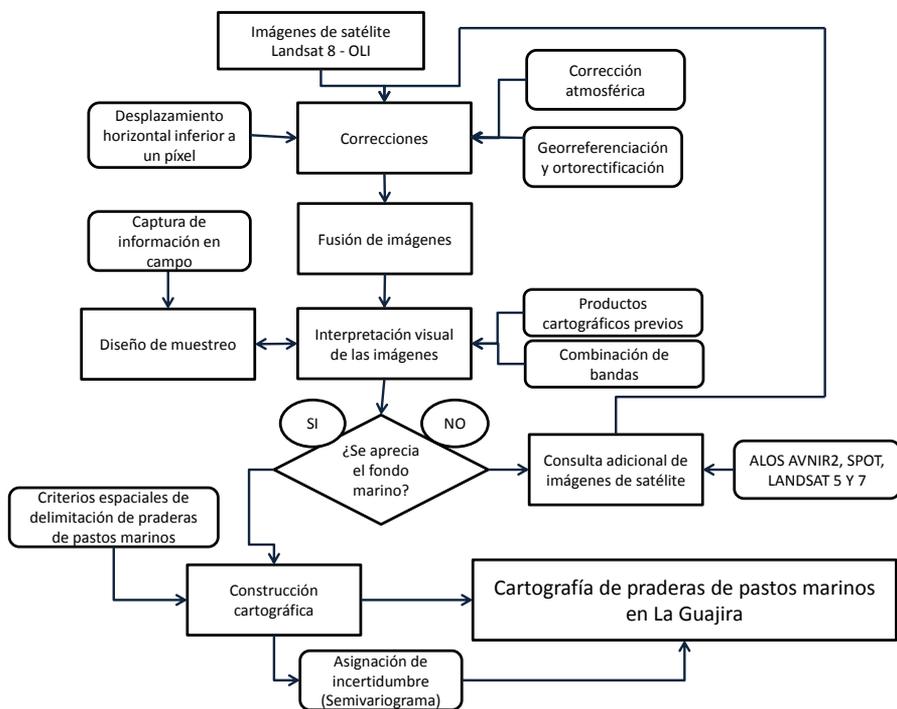


Figura 2. Diagrama general del proceso metodológico para la generación de cartografía de praderas de pastos marinos, a partir de teledetección, para el sector Dibulla – cabo de La Vela, en La Guajira.

Con base en lo descrito, se identificaron tres sensores satelitales idóneos para el análisis de los pastos marinos en La Guajira, cada uno con resolución espacial diferente. El primer sensor, *Operational Land Imager*-OLI del satélite Landsat-8, con 30 m de resolución espacial y bandas similares a los sensores de Landsat predecesores (TM y ETM+), cuenta con dos bandas adicionales en la región del espectro visible e infrarrojo, una para detección de nubes cirrus y una banda “azul profundo” para estudios de aguas costeras y aerosoles (USGS, 2013). Esta última puede ser de ayuda para la teledetección de pastos marinos, debido al ámbito espectral con longitudes de onda entre 0.433 y 0.453 nm, que permite buena penetración en la columna de agua y a su resolución temporal de 16 días, que admite la adquisición de un gran número de escenas por año. El segundo sensor utilizado es *Advanced Visible and Near Infrared Radiometer*-AVNIR-2 del satélite ALOS, con 10 m de resolución espacial. El tercer sensor fue REIS del satélite RapidEye, que cuenta con 6.5 m de resolución espacial.

Para la interpretación de las imágenes de satélite, se procesaron 27 escenas del sensor Landsat-8-OLI, con fechas comprendidas entre 2013 y 2014. De manera complementaria, para las zonas en las que el fondo marino no se pudo distinguir

debido a la turbidez, se utilizaron nueve escenas del sensor ALOS-AVNIR-2, adquiridas entre 2005 y 2010, una imagen RapidEye de 2010, seis escenas Landsat-5 TM de 2010 y 2011 y cinco escenas Landsat-7 ETM+ entre 2001 y 2012.

### **Procesamiento de las escenas satelitales**

Para las imágenes RapidEye y ALOS-AVNIR-2 se utilizaron los algoritmos de corrección de interferencia atmosférica FLAASH (*Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes*) y ATCOR-2 (*Atmospheric Correction*). Estas correcciones se basan en modelos de transferencia de la radiación electromagnética que toman como parámetros de entrada información básica relacionada con las características geográficas de la zona de estudio y datos registrados en los metadatos de las imágenes, como la fecha, hora y ángulo de visualización sobre el terreno, entre otras, a partir de los cuales el modelo simula variables atmosféricas complejas, que influyen en la respuesta espectral que capta cada sensor. Es importante resaltar que los algoritmos se aplican a partir de los parámetros específicos para cada sensor, por tanto no fue posible utilizar los modelos de corrección atmosférica FLAASH o ATCOR-2 para las imágenes Landsat8-OLI de 2013, pues para la fecha estos parámetros aún no estaban implementados. De manera opcional se utilizó el método de sustracción del objeto oscuro (*Dark Object Subtraction*), ampliamente utilizado para la reducción de la neblina dentro de una imagen, que se aplica de forma individual para cada banda. Este método supone que hay píxeles dentro de cada banda de una imagen multiespectral que tienen muy baja o ninguna reflectancia, y que la diferencia entre el valor de brillo y el valor cero se debe a la neblina (Tyagi y Bhosle, 2011) y a la interferencia atmosférica, por lo que estos valores pueden usarse como referencia para la corrección de los demás píxeles de la imagen.

Para analizar la precisión geométrica de las imágenes Landsat, estas escenas se superpusieron con recorridos GPS realizados en campo y puntos de control terrestre. Se observaron desplazamientos horizontales no superiores a un píxel (30 m). Para evitar agregar deformaciones adicionales, especialmente en la zona marina, sobre la que no se cuenta con puntos de georreferenciación fácilmente identificables, se optó por trabajar con la referencia espacial original que traen las imágenes. Los resultados para las imágenes ALOS y RapidEye fueron similares, con desplazamiento inferior a 30 m.

Adicionalmente, con el fin de extraer mejor información de los objetos espaciales (fondos marinos), se realizaron procesos de fusión de imágenes para las escenas provenientes del sensor Landsat-8-OLI, aplicando la técnica denominada “pansharpening” y el método Gram-Schmidt, reconocido por su alta calidad en los resultados de la fusión de imágenes multiespectrales (Maurer, 2013). De esta manera,

se fusionaron las bandas de 30 m de resolución espacial con la banda pancromática de 15 m, obteniendo una imagen híbrida que conserva la resolución espectral de la primera y la resolución espacial de la segunda (Figura 3).

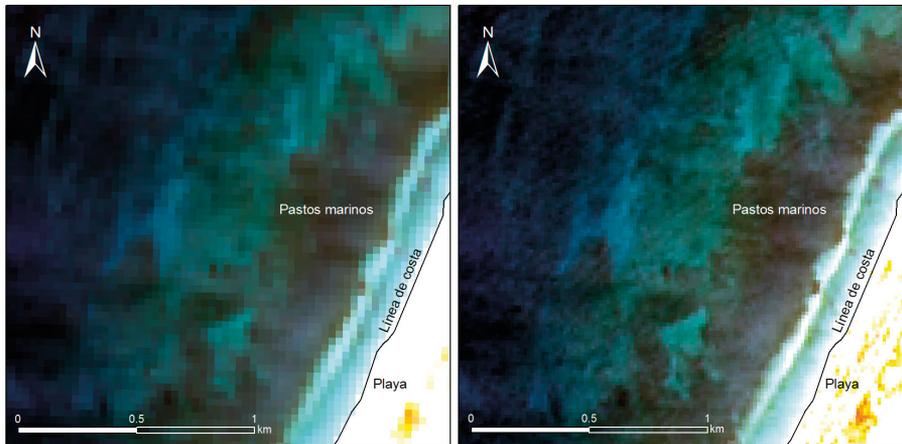


Figura 3. Ventana de imagen original (izquierda) y de la imagen híbrida (derecha; resultado de fusión). Ambas imágenes en combinación RGB 432 o color verdadero.

### Interpretación visual

Para la interpretación visual de imágenes se debe tener en cuenta que muchas praderas de pastos marinos, fondos de macroalgas y áreas de coral están dominados por organismos fotosintetizadores, por lo que las diferencias espectrales entre las coberturas de estos organismos son muy sutiles (Myers *et al.*, 1999) y es difícil su diferenciación. Para esta etapa se tomó como referencia la información de puntos de control adquiridos en campo, apoyándose con información de otros estudios y capas cartográficas existentes, como la de pastos marinos de Colombia de 2003 (Díaz *et al.*, 2003). Se aplicaron criterios de decisión para la delimitación de pastos marinos derivados de la asociación espacial y de atributos ópticos. A cada imagen Landsat 8-OLI se le aplicaron ajustes de contraste y se emplearon combinaciones de bandas en composiciones de color verdadero RGB 432 y falso color, con la banda *Coastal/aerosol* RGB 321. Para el proceso de actualización de la cartografía se utilizaron cuatro criterios de decisión durante la labor de interpretación visual: textura, contraste, tono y contexto espacial. También se aplicaron máscaras para excluir las porciones emergidas de las escenas, obteniendo imágenes con mayor contraste y diferenciación de las características del fondo marino.

Para el estudio se definieron como praderas de pastos marinos todas aquellas porciones del fondo marino dominadas por pastos marinos en una proporción mayor a 30% (Gómez-López *et al.*, 2014), usando como referencia información tanto de campo como de otras fuentes (cartografía existente y puntos de verificación de otros

estudios). La clase temática macroalgas-parches de pastos marinos se determinó como fondos en los que la cobertura de macroalgas es dominante frente a la de pastos marinos y la clase temática áreas potenciales de pastos marinos como aquellas con condiciones físicas adecuadas para su desarrollo, generalmente conformadas por sustrato idóneo, en inmediaciones a áreas dominadas por pastos marinos (Gómez-López *et al.*, 2014) y que además denotan condiciones de corrientes y de oleaje aparentemente apropiadas para el desarrollo de los mismos.

Teniendo en cuenta el principio de precaución para ecosistemas estratégicos y dada la dinámica de las praderas de pastos marinos, en la que incluso pueden suceder cambios bruscos en su estructura (Van Tussenbroek *et al.*, 2014), se consideró tener en cuenta las áreas con vacíos de información, en donde pueden presentarse pastos marinos potencialmente o se han desarrollado en el pasado. Valiéndose de observaciones en campo, de información secundaria, de cartografía existente (Díaz *et al.*, 2003) e imágenes de satélite, se definieron cinco criterios que permitieron guiar la asignación de las clases temáticas a un lugar dado, como sigue: 1- criterio de cercanía y vecindad (sectores cercanos a pastos marinos o vecinos a otro tipo de coberturas bióticas), 2- criterio de presencia de pasto marino (sectores con presencia de vástagos vivos pero en baja densidad), 3- criterio de sustrato (sectores con sustrato propicio para el desarrollo de pastos marinos), 4- criterio de profundidad (para el área de estudio se consideró que el desarrollo de praderas de pastos marinos predomina hasta 15 m de profundidad) y 5- criterio de exposición (sectores expuestos a oleaje medio o fuerte o con corrientes medias a fuertes, sectores no protegidos por plataformas, terrazas, barreras o localizadas fuera de ensenadas, cabos, puntas, bahías, islas, entre otros, fueron considerados como no idóneos para el desarrollo y establecimiento de pastos marinos) (Fonseca y Bell, 1998; Short *et al.*, 2007). Sin embargo, el grado de turbulencia por oleaje y su influencia puede cambiar con la profundidad, así que fueron consideradas también las particularidades de cada sector.

### **Trabajo de campo**

Para la verificación de cobertura del fondo marino en campo se localizaron 150 puntos de verificación sobre un mapa de campo de manera estratificada y al azar, la mayoría en zonas interpretadas como pastos marinos en las imágenes de satélite y otros ubicados en áreas identificadas con otras coberturas. Durante los recorridos en campo se tomó información de 131 puntos de control (Figura 4), en los que se registraron las coordenadas, y se realizaron jornadas de buceo, para tomar datos de cobertura bentónica, discriminando las especies de pasto marino, proporción de cobertura por esponjas, corales y octocorales, y tipo de unidad ecológica, de acuerdo

con el Estándar de Clasificación Ecológica Marina y Costera de los Estados Unidos (FGDC, 2012), adaptado al caso colombiano, para la elaboración del Mapa de Ecosistemas en el medio marino (INVEMAR, 2013). Esta información apoyó la interpretación de las imágenes de satélite al momento de asignación de clases.

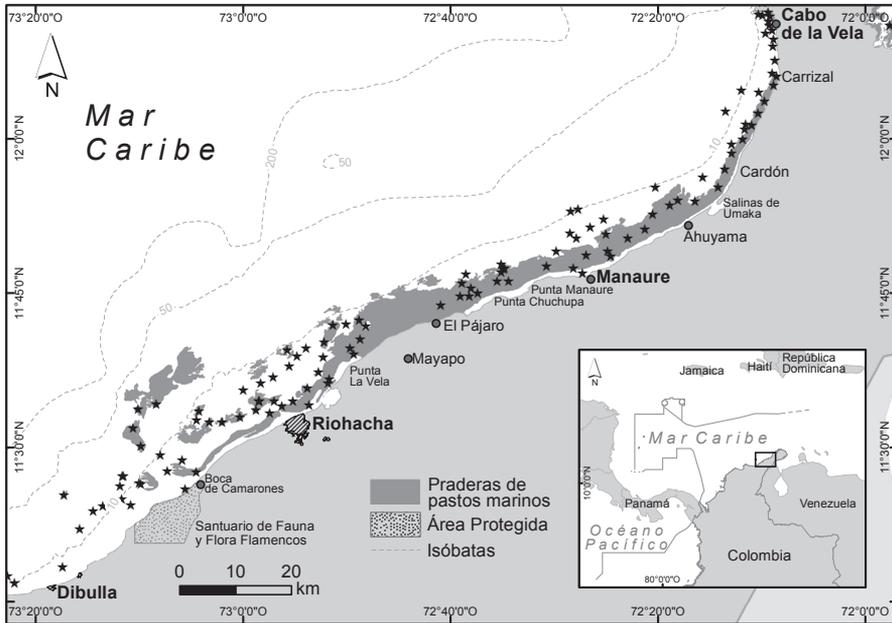


Figura 4. Distribución de los puntos de control en campo (estrellas), inspeccionados durante el proceso de generación cartográfica de praderas de pastos marinos (elaborada por Inveimar-LABSIS).

### Estimación de incertidumbre

La valoración de la exactitud temática es un aspecto importante en los productos derivados de teledetección, dado que estos suelen servir como herramienta de apoyo a la toma de decisiones, por lo que se requiere conocer la confiabilidad de la información que otorga el mapa. Esta exactitud se refiere a la correspondencia entre el atributo de la clase asignada y la verdadera clase que generalmente es definida por verificaciones *in situ* (Green *et al.*, 2000). Para evaluar la calidad y confiabilidad de la información se incluyó un atributo cualificando la incertidumbre de la clase de cobertura asignada a de cada polígono generado a partir de tres criterios: definición evidente de contornos de los parches observados en las imágenes de satélite, distancia del polígono a puntos de verificación de campo y distancia del polígono a los puntos de campo generados en la cartografía de 2003 (Díaz *et al.*, 2003). Para estimar la distancia mínima durante la asignación de incertidumbre con base en los tres criterios descritos se aplicó un análisis geostatístico con la función semivariograma, que

midió la correlación existente entre lugares cercanos. Esta función básica describe la variabilidad espacial de un fenómeno de interés (Gallardo y Maestre, 2008). El análisis generó cuatro niveles de incertidumbre: muy alta, alta, media y baja.

## **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

Se determinó la ubicación de las praderas de pastos marinos con una extensión total de 53587 ha, en una capa cartográfica a escala 1:100000, para el sector comprendido entre el cabo de La Vela y Dibulla, en el departamento de La Guajira. La extensión es equivalente a 83% de las praderas de Colombia y están conformadas principalmente por grandes parches dispuestos en paralelo a la línea de costa, a lo largo de la plataforma continental somera (1-15 m de profundidad). La pradera de mayor tamaño alcanza una extensión de 6018 ha. Todas las praderas están distribuidas a una profundidad promedio de  $6.36 \pm 2.59$  m. A continuación se describen los resultados a partir de cuatro sectores que comprenden el área de estudio.

### **Sector SFF Flamencos – punta La Vela**

El sector comprendido entre el SFF Flamencos y punta La Vela se caracteriza por presentar una franja de pastos marinos casi continua, paralela a la costa, de ancho variable entre 500 y 2000 m y separada de la costa a distancias entre 200 y 1500 m. La franja inicia frente al punto medio del SFF Flamencos y llega a inmediaciones de punta La Vela. De ésta franja hacia mar adentro se encuentran los parches de pastos más lejanos de la costa continental colombiana, situados a 19 km en dirección norte y a 10 km al noroeste del SFF Flamencos, a profundidades mayores a 7 m (Figura 5). Estas praderas no habían sido presentadas en la cartografía previa (Díaz *et al.*, 2003), por lo que se incrementa la extensión total de este ecosistema para La Guajira y, por ende, para Colombia. En promedio para el sector, según la información de campo, la profundidad promedio de las praderas en este sector es de  $8.5 \pm 1.97$  m.

### **Sector punta La Vela – punta Chuchupa**

Este es el sector con mayor cobertura de pastos marinos del área de estudio y del país. Las praderas observadas entre los poblados de Mayapo y El Pájaro son la continuación de la franja descrita para el sector anterior pero, a diferencia del anterior sector, la franja se ensancha y las praderas se encuentran muy cercanas a la costa, a distancias menores a 200 m, coincidiendo con lo descrito por el trabajo de Díaz *et al.* (2003). Los parches se presentan a una profundidad promedio de  $7 \pm 2.17$  m, extendiéndose en algunos sectores a más de 8 km mar adentro (Figura 6).

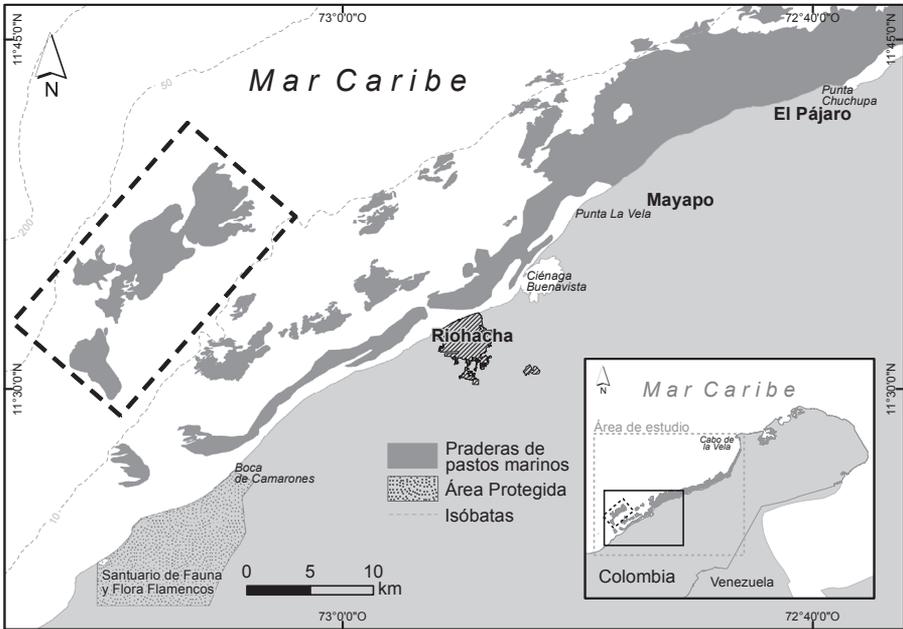


Figura 5. Sector SF Flamencos-punta La Vela con nueva porción del área cartografiada no incluida en Díaz *et al.* (2003) (recuadro con línea punteada) (elaborada por Invemar-Labsis).

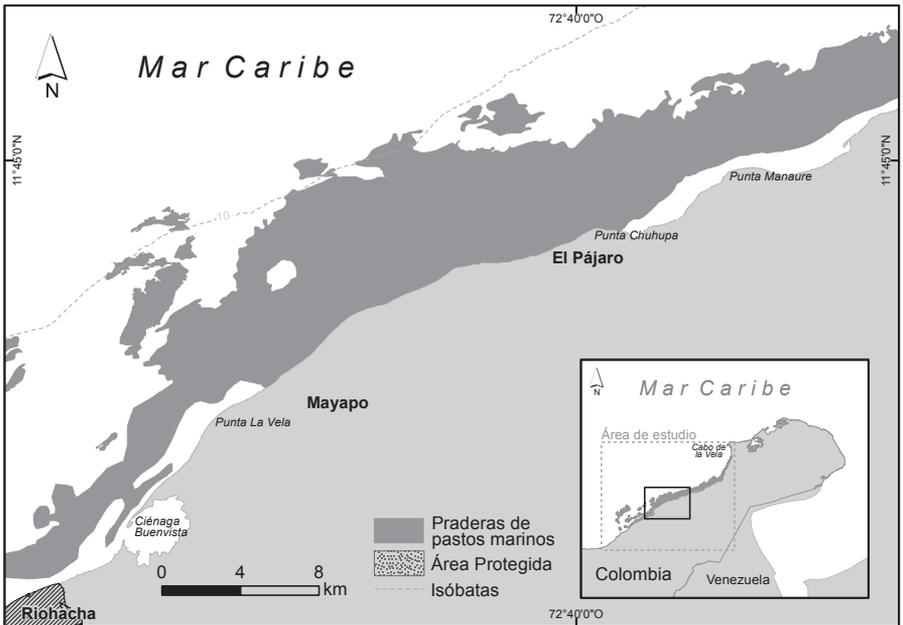


Figura 6. Distribución de las praderas de pastos marinos en el sector punta La Vela-punta Chuchupa (elaborada por Invemar-LABSIS).

### **Sector punta Chuchupa – Carrizal**

Desde punta Chuchupa, continuando a lo largo de la costa por cerca de 80 km hacia el noreste, existen pastos marinos conformando una pradera que desaparece en inmediaciones del poblado Carrizal (Figura 7), a 9 km al sur del cabo de La Vela. A excepción del sector de Carrizal, desde punta Chuchupa y en los primeros 67 km de línea de costa, los pastos marinos se encuentran separados entre 500 y 1000 m de la costa. Las praderas presentan un ancho que varía entre 300 y 1500 m. La ausencia de pastos cerca a la costa, de acuerdo con la investigación realizada en ese sector por Gómez-López en 2014 (datos inéditos), parece estar relacionada con las condiciones del fondo, que no ofrecen un sustrato propicio para el establecimiento de especies de pastos como *T. testudinum* o *S. filiforme*, ya que requieren sustratos arenosos con profundidades de al menos 15 cm y en este sector aparentemente existe un fondo duro cubierto con una fina capa de sustrato arenoso. La comunidad de organismos en esta zona está caracterizada por octocorales y parches coralinos, que requieren de sustratos duros para su establecimiento. Por lo anterior, los resultados sugieren que en esta área no han existido praderas consistentes de pastos marinos, como se sugirió originalmente en la cartografía de Díaz *et al.* (2003), a pesar de que más al norte y hacia el sur de esta área, sí hay densas áreas de praderas que han podido ser fuente de semillas para el sector. Todas las praderas del sector se encuentran a menos de 10 m de profundidad; según la información de campo, a  $4.7 \pm 1.64$  m.

### **Sector del cabo de La Vela**

Las praderas de pastos de este sector se encuentran muy cerca del borde del litoral, en una franja que no sobrepasa los 400 m de ancho. Finaliza cerca al extremo del sector, hacia la punta rocosa del cabo de La Vela, en el costado protegido de los embates de las corrientes (Figura 8). La información de profundidad registrada en campo fue escasa pero, según las observaciones y la cartografía preexistente, las praderas no superan los 4 m de profundidad.

### **Extensión de los pastos marinos**

La extensión de praderas de pastos marinos en La Guajira se ve favorecida por la ocurrencia de varios factores, entre ellos, el tipo de sustrato dominante de arenas biolitolásticas o litobiolásticas finas a lo largo de la plataforma (Albis-Salas *et al.*, 2010). Adicionalmente, la disponibilidad de espacio habitable sobre la somera y extensa plataforma continental del área, así como condiciones de temperatura, que oscilan entre 20 y 30 °C (Páramo *et al.*, 2011; Rueda-Roa y Muller-Karger, 2013), representan condiciones adecuadas para el desarrollo de especies constructoras de praderas de pastos marinos como *T. testudinum* y *S. filiforme* (Díaz *et al.*, 2003). Otra razón, que podría estar actuando de manera sinérgica, es la surgencia estacional del área de estudio (Álvarez-León *et al.*, 1995), que incrementa la concentración de nutrientes en aguas costeras (Sverdrup

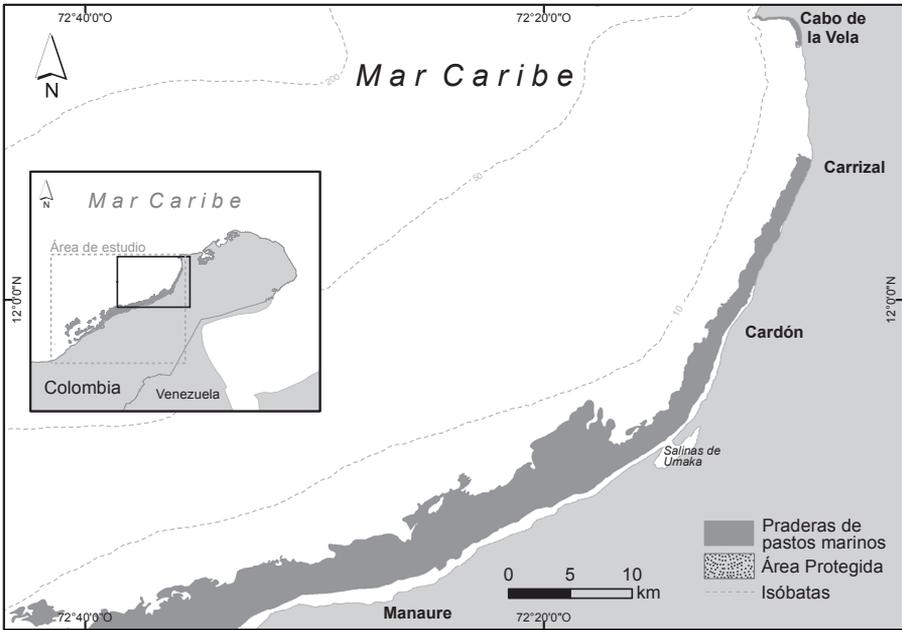


Figura 7. Distribución de praderas de pastos marinos en el sector punta Chuchupa-Carrizal (elaborada por LABSIS).

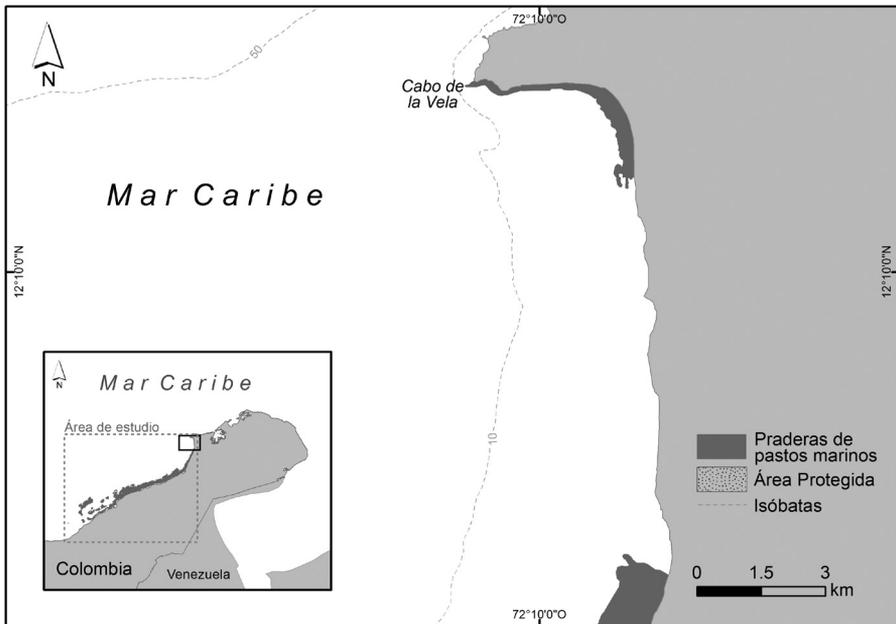


Figura 8. Distribución de praderas de pastos marinos para el sector del cabo de la Vela (elaborada por LABSIS).

*et al.*, 1942) y por ende la disponibilidad de nitrógeno y fósforo en el suelo y en la columna de agua; dos elementos vitales para el desarrollo de pastos marinos (Tochette y Burkholder, 2000). Adicionalmente, la particularidad típica de denso-dependencia de los pastos marinos, aplicable para cualquier lugar, pero de interés particular para La Guajira debido al gran tamaño de sus praderas; tiene que ver con que a medida que aumenta su densidad y el tamaño, éstas estabilizan de manera progresiva la hidrodinámica alrededor de los vástagos, contribuyendo al equilibrio físico al atrapar sedimento (Van der Heide *et al.*, 2011). De este modo, es posible que para el área de estudio, el gran espacio disponible con condiciones ambientales óptimas, haya propiciado una dinámica de crecimiento y expansión de las praderas en La Guajira.

### **Coberturas y unidades ecológicas de paisaje**

Dada la escala cartográfica fijada de 1:100000, solo fueron representadas las clases temáticas “praderas de pastos marinos”, “macroalgas – parches de pastos marinos” y “praderas potenciales de pastos marinos”. La última sólo es aplicable para el presente estudio y no corresponde a ninguna clasificación ecológica. No obstante, en caso de requerirse cartografía temática de mayor detalle, puede ser posible la espacialización de varias unidades ecológicas asociadas a pastos marinos. En campo se identificaron diferentes tipos de cobertura, entre otros parches conformados por asociaciones de octocorales, algunos ubicados frente a las salinas de Manaure y en inmediaciones del poblado del cabo de La Vela, similar a lo identificado por Borrero *et al.* (1996). Adicionalmente, se hallaron otras coberturas con posibles extensiones cartografiables, como parches de rodolitos y algunas asociaciones con *T. testudinum* (Figura 9).

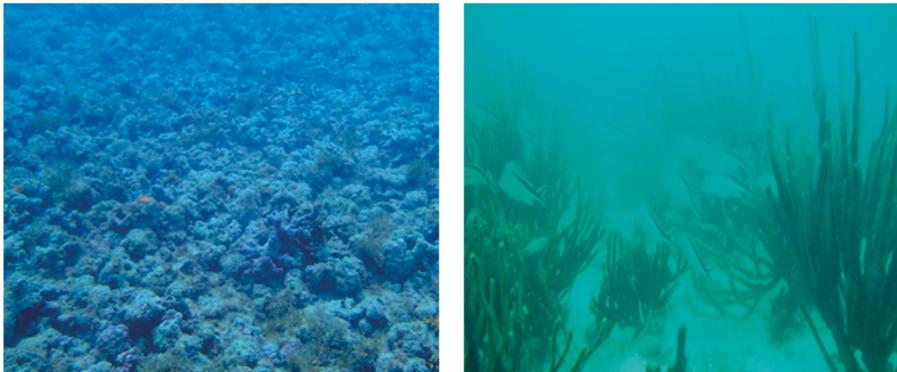


Figura 9. Imagen para dos clases de cobertura de fondo con posibilidades de cartografiarse, a partir de teledetección, en el área de estudio: fondo de rodolitos (izquierda) y fondo arenoso con octocorales (derecha).

En algunos sectores se identificaron praderas de macroalgas que, en la cartografía previa (Díaz *et al.*, 2003), representaban praderas de pastos marinos.

Sin embargo, los resultados de ese estudio aún destacan que en muchas praderas la participación de las algas es considerable, por lo que es posible que el cambio en el registro de pastos a macroalgas se deba a interacciones similares a las observadas en muchas otras áreas del mundo, donde la proliferación de macroalgas ha terminado dominando y desplazando los pastos marinos, a causa del incremento en el ingreso de nutrientes al sistema, por alteración del balance competitivo entre macroalgas (Duarte, 1995; McGlathery, 2001; Collado-Vides *et al.*, 2007).

Respecto a la presencia de corales pétreos, a pesar de la gran cantidad de fondos disponibles para el asentamiento de fauna y flora bentónica, se observó reducido desarrollo coralino en los sitios visitados. Según Prahll y Erhardt (1985), el desarrollo coralino en la plataforma somera de La Guajira está limitado por la falta de sustrato adecuado para la fijación de larvas de escleractinios, por acentuados fenómenos de surgencia y por resuspensión de sedimentos locales. Chasqui *et al.* (2013) encontraron que, en algunos de los ambientes marinos identificados en La Guajira, los corales escleractinios se encuentran asentados sobre sustrato arenoso, o en parches de escasa extensión. No obstante, en varios sectores se identificó la presencia de corales en baja densidad, con especies hermatípicos de al menos siete géneros y algunos sectores con presencia de esqueletos de corales hermatípicos. Debido a la baja densidad de corales hermatípicos, las coberturas con presencia de corales sólo podrían ser apreciadas a través de imágenes de satélite, en los casos donde se presente alta densidad y en extensiones importantes de octocorales. Por último, la información de campo permitió identificar seis unidades ecológicas de los fondos de la plataforma continental somera de La Guajira, junto con las praderas de pastos marinos. Esas unidades fueron: rodolitos, algas sobre escombros de coral, sedimentos bioturbados – algas calcáreas, pradera de macroalgas, octocorales – esponjas y octocorales – corales mixtos.

A través de la interpretación visual de las escenas satelitales de distintos periodos de tiempo, fue evidente el dinamismo de los parches y praderas de pastos marinos detectados en las imágenes. Estos cambios pueden ser debido a variaciones en la densidad y composición de los organismos que componen la flora y la fauna bentónica, capaces de supeditar la conformación y estructura misma (extensión) de este ecosistema (Jones *et al.*, 2010). Las variaciones que resultan en reducción de la extensión del parche o pradera de pastos marinos pueden deberse a presiones tanto naturales como antrópicas (Robins y Bell, 1994), tales como mares de leva, tormentas, dragados, presencia de especies invasoras, incidencia de enfermedades, prácticas de pesca comercial, sobrepastoreo, florecimientos algales, calentamiento global, entre otros, que causan fragmentación o disminución de las praderas, incluso hasta cientos de metros cuadrados en cortos periodos de tiempo (Orth *et al.*, 2006). El sector con mayor variación espacial identificado fue a 17 km al norte, frente al SFF Flamencos. En este sector, se detectaron dos grandes parches de pastos marinos en 2005, usando una imagen Spot 5, cada uno con más de 1000 ha. Después

de cinco años, y utilizando una imagen ALOS – AVNIR-2, se observó que uno de esos parches redujo su extensión en cerca de 30% y el otro en más de 50% (Figura 10). Pese a comparar imágenes satelitales provenientes de diferentes sensores, que pueden generar sesgo debido a diferencias en metodología de procesamiento, la reducción en cobertura observada es evidente y genera una alerta sobre la necesidad de adelantar estudios que permitan conocer con mayor exactitud la distribución espacial de los fondos y de los ecosistemas del área de estudio y su dinámica. Estos parámetros son importantes para la implementación de las directrices más acertadas con miras al manejo y conservación de los ecosistemas y los servicios que prestan.

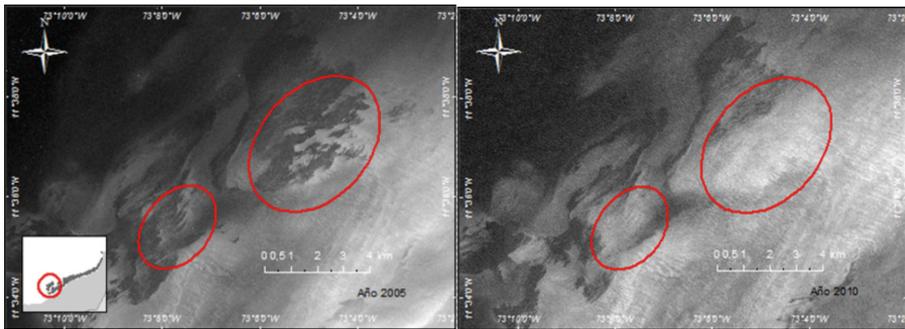


Figura 10. Ventana de escenas con dos parches de pastos: en 2005 (imagen Spot5) y en 2010 (imagen ALOS-AVNIR-2) (elaborada por Invemar-LABSIS).

En cuanto a la clase temática áreas potenciales de pastos marinos, se clasificaron grandes extensiones del fondo, con ausencia de pastos marinos o con presencia de vástagos vivos de *T. testudinum* muy dispersos, en medio de matrices dominadas por arena. Esta clase, en muchos casos, se asoció a sectores profundos, ubicados frente a praderas de pastos marinos donde las actuales praderas tienen el potencial de extenderse. También se ubicaron en sectores intermedios entre parches de pastos marinos, hacia el sur del área de estudio, en zonas con profundidades menores a 10 m. Las áreas potenciales para el desarrollo de pastos marinos conformaron 81317 ha. Respecto a la unidad ecológica macroalgas – parches de pastos marinos, solo se identificó un parche con un área de 74.22 ha, ubicado a 13.7 km del parche más cercano, sur del área de estudio, siendo el único parche de la clase con tamaño visible a escala 1:100000 (Figura 11).

### Aspectos del procesamiento

En las áreas con baja densidad de pastos marinos asentados en matrices arenosas, generalmente correspondiente a especies pequeñas o con hojas delgadas y de baja cobertura como *H. wrightii*, *H. decipiens* e incluso *S. filiforme*, no se pudo detectar presencia de praderas a través de las imágenes satelitales usadas, imposibilitando el

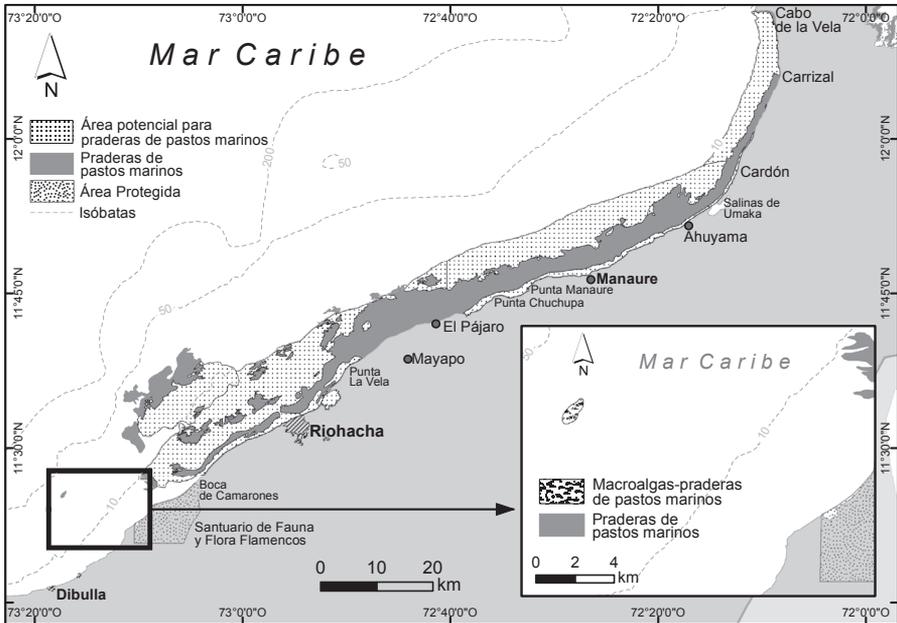


Figura 11. Áreas potenciales de pastos marinos para el sector Dibulla-cabo de La Vela y ubicación del único parche con la clase macroalgas – parches de pastos marinos identificado.

trazo de límites para las coberturas bajo las condiciones mencionadas. Se determinó que para sectores de poca visibilidad, debido a presencia de sedimentos suspendidos, fue definitiva la interpretación sobre varias escenas satelitales, para ayudar a trazar el contorno de parches y disminuir la incertidumbre originada en el proceso de construcción cartográfica. Durante el proceso de interpretación, fue evidente la eficiencia de las imágenes del sensor Landsat 8 OLI, comparativamente con las imágenes de los otros sensores analizados para la identificación de los fondos con pastos marinos, ya que principalmente en áreas con profundidades mayores a 7 m, la contribución en información de la banda *Coastal aerosol* logró mayor penetración en la columna de agua, permitiendo mejor visualización y diferenciación de coberturas del fondo. Las imágenes Landsat son ampliamente reconocidas por las cualidades espectrales de sus bandas, que mejoran la posibilidad de la delimitación temática de pastos marinos con exactitud en la clasificación temática de hasta 60% (Green *et al.*, 2000). Sin embargo, para el presente estudio, la principal limitante en la identificación de los fondos con praderas de pastos marinos fue la presencia de sólidos suspendidos en la columna de agua, siendo más acentuado en la franja más cercana a la costa y en el extremo sur del área de estudio, donde la plataforma continental es más estrecha y existe influencia de escorrentía continental (sector ubicado entre Dibulla y Riohacha). Para este sector, sobre la mayoría de las escenas

de imágenes satelitales, no fue posible detectar el límite de los parches de pastos. Otra limitante tuvo que ver con el número de puntos visitados en campo, ya que se tomó un total de 131 puntos de control, los cuales fueron insuficientes a la hora de apoyar el proceso de interpretación de imágenes satelitales, teniendo en cuenta la gran extensión del área de estudio y la baja visibilidad en algunas zonas para las imágenes satelitales.

La asignación del nivel de incertidumbre arrojó que hay certidumbre (baja incertidumbre) sobre 12404 ha de praderas de pastos marinos que se encuentran principalmente en el sector comprendido entre punta Manaure y el cabo de La Vela, representados por una franja que supera 50 km de longitud. Con incertidumbre media se identificaron 18558 ha, localizándose la mayoría entre punta La Vela y punta Manaure. Con incertidumbre alta se estimaron 11190 ha, siendo el área más representativa la localizada frente a punta Chuchupa y la ciénaga Guayarale. Por último, se asignó con incertidumbre muy alta a 11 parches de pastos marinos para un total de 10959 ha, ubicándose la mayoría de ellos en una franja de aproximadamente 30 km entre punta La Vela y boca de Camarones, al sur del área de estudio (Figura 12). El 42% de los pastos marinos cartografiados tiene incertidumbre entre alta y

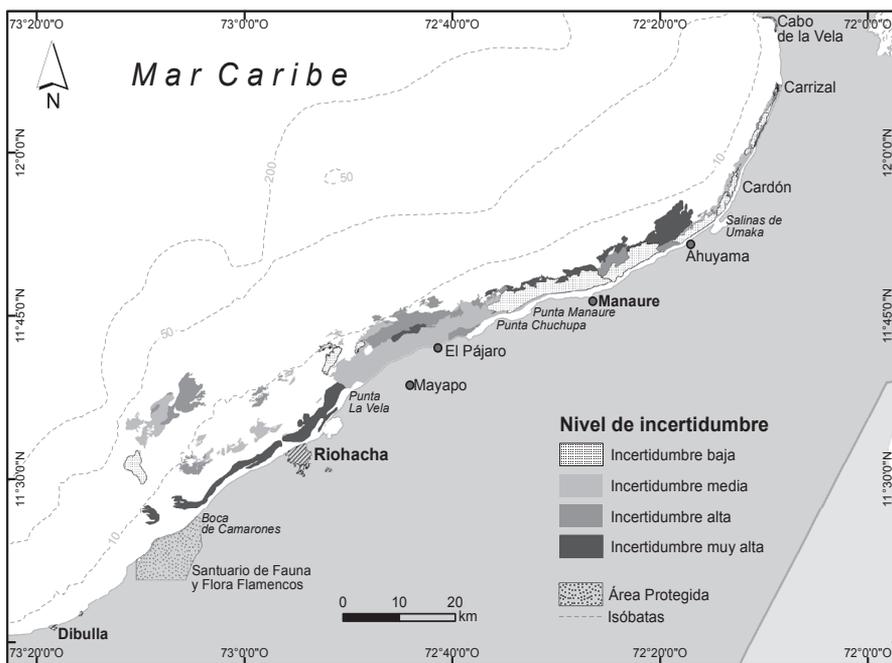


Figura 12. Nivel de incertidumbre temática de la cartografía de praderas de pastos marinos para el sector Dibulla-cabo de La Vela.

muy alta y 58% restante entre media y baja. La clase temática “praderas potenciales de pastos marinos”, fue representada en su totalidad con una incertidumbre muy alta, mientras la clase temática “macroalgas – parches de pastos marinos” presentó una incertidumbre media.

Dadas las características metodológicas, de análisis, criterios y trabajo de campo, la información de este trabajo bien se convierte en el punto de referencia a futuro, para identificar los cambios (ganancias o pérdidas) de las praderas de pastos marinos del sector Dibulla – cabo de La Vela, que pueda referenciarse y contribuir a la formulación de planes de manejo y, en general, a la toma de decisiones en temas de conservación de la biodiversidad y sostenibilidad de servicios que este ecosistema puede ofrecer.

## CONCLUSIONES

Se obtuvo la delimitación de 53621 ha de parches y praderas de pastos marinos a una profundidad promedio de  $6.3 \pm 2.5$  m, para el sector cabo de La Vela – Dibulla en La Guajira a escala 1:100000, a partir de interpretación visual masiva de imágenes satelitales y verificación de campo rápida. Adicionalmente, la estimación de la incertidumbre de los atributos de la capa cartográfica generada conlleva a reconocer el alcance en el uso de la capa en posibles escenarios de ordenamiento marino y costero de La Guajira.

El método de fusión de imágenes “pansharpening” permitió incrementar la resolución espacial de las imágenes y, por tanto aumentar la escala de interpretación de los pastos marinos hasta profundidades no superiores a 10 m en condiciones de poca turbidez. Por otro lado, la combinación RGB 321 de las bandas verde, azul y *Coastal/aerosol* del sensor OLI, facilitó la identificación de límites de parches de pastos marinos en zonas alejadas de la costa, que alcanzaron profundidades hasta de 15 m.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (Invemar) y a la Agencia Nacional de Hidrocarburos (ANH) por auspiciar el desarrollo del presente estudio, al Fondo Financiero de Proyectos de Desarrollo (Fonade), por la administración de los recursos, y al Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS), por la supervisión de los productos del proyecto “Actualización cartográfica del Atlas de Pastos Marinos de Colombia sectores Guajira, punta San Bernardo y Chocó: caracterización de su estado actual” BEM-

005-13 (Convenio 212034 AHN-FONADE y Convenio 2131068 FONADE-INVEMAR). Así mismo, reconocemos la labor en campo de los investigadores Raúl Navas, Christian Díaz, Elizabeth Galeano, Kelly Gómez, Tomás López y Johanna Vega, quienes con su trabajo contribuyeron a los resultados descritos en este artículo. Finalmente agradecemos los comentarios y aportes del editor y los evaluadores para la mejora de este manuscrito.

## BIBLIOGRAFÍA

- Albis-Salas, M., D.I. Gómez-López y G. Duque. 2010. Estructura de las praderas de *Thalassia testudinum* en un gradiente de profundidad en La Guajira, Caribe colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost., 39: 381-395.
- Álvarez-León, L., J. Aguilera-Quiñones, C. Andrade-Amaya y P. Nowak. 1995. Caracterización general de la zona de surgencia en La Guajira colombiana. Rev. Acad. Col. Cienc., 19: 679-694.
- Andrade, C. y E. Barton. 2005. The Guajira upwelling system. Cont. Shelf Res., 25: 1003-2022.
- Björk M., F. Short, E. Mcleod y S. Beer. 2008. Managing seagrasses for resilience to climate change. IUCN, Gland, Suiza. 56 p.
- Borrero, F.J., J.M. Díaz y A. Seczon. 1996. Las ostras perllíferas (Bivalvia: Pteriidae) en el Caribe colombiano. Historia de su explotación, ecología y perspectivas para su aprovechamiento. INVEMAR, Serie de Publicaciones Especiales, 1: 1-56.
- Chasqui, L., N. Ramón, A. Rodríguez-Rincón y D. Gil-Agudelo. 2013. Ambientes marinos de la plataforma somera de la Guajira, Caribe Colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost., 42(2): 401-412.
- Collado-Vides, L., V. Caccia, J. Boyer y J. Fourqurean. 2007. Tropical seagrass-associated macoralgae distributions and trends relative to water quality. Estuar. Coast. Shelf Sci., 73: 680-694.
- Collier, C.J., P. La Very, P.J. Ralph y R.J. Masini. 2008. Physiological characteristics of the seagrass *Posidonia sinuosa* along a depth-related gradient of light availability. Mar. Eco. Prog. Ser., 353: 65-79.
- Community Environment Network. 2005. Watching the seagrass grow-a guide for community seagrass monitoring in NSW (2nd Ed). The Community Environment Network, Ourimbah. 68 p.
- Corpoguajira e Invemar. 2012. Atlas marino costero de La Guajira. Serie de Publicaciones Especiales de Invemar No. 27. Santa Marta. 188 p.
- Dalla Via, J., C. Sturmbauer, G. Schonweger, E. Sotz, S. Mathekowitsch, M. Stifter y R. Rieger. 1998. Light gradients and meadow structure in *Posidonia oceanica*: ecomorphological and functional correlates. Mar. Ecol. Prog. Ser. 163: 267-278.
- Dekker, A., T. Malthus, M. Wijnen y E. Seijnan. 1992. Remote sensing as a toll for assessing water quality in Loosdrecht lakes. Hydrobiología, 233: 137-159.
- Díaz, J.M., L. Barrios, M. Cendales, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, M. López-Victoria, G. Ospina, F. Parra-Velandia, J. Pinzón, B. Vargas-Ángel, F. Zapata y S. Zea. 2000. Áreas coralinas de Colombia. INVEMAR, Serie de publicaciones especiales No. 5, Santa Marta. 175 p.

- Díaz, J.M., L.M. Barrios y D.I. Gómez-López (Eds) 2003. Las praderas de pastos marinos en Colombia: Estructura y distribución de un ecosistema estratégico. INVEMAR. Serie Publicaciones Especiales No. 10. Santa Marta. 160 p.
- Duarte, C. 1991. Seagrass depth limits. *Aq. Bot.*, 40: 363-377.
- Duarte, C.M. 1995. Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia* 41: 87-112.
- Duarte, C. y H. Kirkman. 2001. Methods for the measurement of seagrass abundance and depth distribution. En: F.T. Short y R. G. Coles (Eds) *Global Research Methods*, Elsevier Science B.V. Ámsterdam. 141-154.
- Ferguson, R.L., L.L. Wood y D.B. Graham. 1993. Monitoring spatial change in seagrass habitat with aerial photography. *Photogram. Eng. Rem. Sens.* 59: 1033-1038.
- FGDC. 2012. Coastal and Marine Ecological Classification Standard Version 4.0. Federal Geographic Data Committee. Standards Working Group. Junio 2012. <http://www.csc.noaa.gov/digitalcoast/publications/cmecs> descargado el 16 de agosto de 2012.
- Fonseca, M. y S. S. Bell. 1998. The influence of physical setting on seagrass landscapes near Beaufort, North Carolina, USA. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 171:109-121.
- Fyfe, S. 2003. Spatial and temporal variation in spectral reflectance: Are seagrass species spectrally distinct? *Limnol. Oceanogr.*, 58: 464-479.
- Gallardo, A., y F. Maestre. 2008. Métodos geoestadísticos para el análisis de datos ecológicos espacialmente explícitos: 215-272. En Maestre, F. T., A. Escudero y A. Bonet (Ed.). *Introducción al análisis espacial de datos en ecología y ciencias ambientales: Métodos y aplicaciones*. Universidad Rey Juan Carlos, Madrid.
- Gómez-López, D., C. Díaz, E. Galeano, L. Muñoz, S. Millán, J. Bolaños y C. García. 2014. Informe técnico Final Proyecto de Actualización cartográfica del atlas de pastos marinos de Colombia: sectores Guajira, punta San Bernardo y Chocó: Extensión y estado actual. PRY- BEM-005-13 (convenio interadministrativo 2131068). Fonade-MADS-Invemar. Santa Marta. 136 p.
- Green, E. y F. Short. 2003. *World atlas of seagrasses*. University of California Press, Los Angeles. 298 p.
- Green, E.P., P.J. Mumby, A.J. Edwards y C.D. Clark. 2000. *Remote sensing handbook for tropical coastal management*. Coastal Management Sourcebooks 3, Unesco, París. x + 316 p.
- Greenway, M., y W. Fry. 1988. *Remote sensing techniques for seagrass mapping*. Proceedings of the Symposium on Remote Sensing in the Coastal Zone, Brisbane, Gold Coast, Queensland. VA.1.1-VA.1.12.
- Hemminga, M.A. y C.M. Duarte. 2000. *Seagrass ecology: an introduction*. Cambridge University Press. 298 p.
- Hoegh-Guldberg, O. y J. Bruno. 2010. The impact of climate change on the world's marines ecosystems. *Science*, 328: 1523-1528.
- Holmes, K., W. K. Van Niel, G. Kendrick y K. Baxter. 2006. *Designs for remote sampling: review, discussion, examples of sampling methods and layout and scaling Issues*. Technical Report 87.

- Coastal Zone, Estuary, and Waterway Manag. [http://www.ozcoasts.gov.au/pdf/CRC/87\\_designs\\_for\\_remote\\_sampling\\_screen.pdf](http://www.ozcoasts.gov.au/pdf/CRC/87_designs_for_remote_sampling_screen.pdf). Fecha de consulta: 09-01-2016.
- IDEAM, IGAC, IAvH, Invenmar y Sinchi. 2007. Ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia. Inst. Meteorología Estud. Amb., Inst. Geogr. Agustín Codazzi, Inst. Invest. Rec. Biol. Alexander v. Humboldt, Inst. Invest. Amb. Pacífico John v. Newman, Inst. Invest. Mar. Cost. José Benito Vives de Andrés, Inst. Amaz. Invest. Cient. Sinchi. Bogotá. 276 p. + 37 hojas cartográficas.
- IDEAM, IGAC, IAvH, INVEMAR y SINCHI. 2016. Mapa nacional de ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia a escala 1:100.000. En prensa.
- Invenmar. 2013. Formulación e implementación de medidas que contribuyan al manejo sostenible de los recursos y ecosistemas marinos y costeros de Colombia. Convenio interadministrativo MADS – Invenmar. Código: PRY-CAM-005-012. 198 p.
- Jones, C., J. Gutierrez, J. Byers, J. Crooks y J. Lambrinos. 2010. A framework for understanding physical ecosystem engineering by organisms. *Oikos*, 119: 1862-1869.
- Kendrick, G.A., M. Aylward, B. Hegge, M. Cambridge, K. Hillman, A. Wyllie y D. Lord. 2002. Changes in seagrass coverage in Cockburn Sound, Western Australia between 1967 and 1999. *Aquat. Bot.*, 73: 75–87.
- Lennon, P. y P. Luck. 1990. Seagrass mapping using Landsat TM data: a case study in Southern Queensland. *Asian-Pacific Remote Sens. J.*, 2: 1-6.
- Lubin, D., P., Dustan, C. Mazel y K. Stamnes. 2001. Spectral signatures of coral reefs: features from space. *Remote Sens. Environ.*, 75: 127-137.
- Matthew, Q. y J. Goodman. 2015. Linking Coral Reef Remote Sensing and Field Ecology: it's a matter of Scale? *J. Mar. Sci. Eng.*, 3: 1-20.
- Maurer, T. 2013. How to pan-sharpen images using the gram-schmidt pan-sharpen method – A recipe. International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, Volume XL-1/W1, ISPRS Hannover Workshop 2013, Hannover. 239-244.
- McGlathery, K.J. 2001. Macroalgal blooms contribute to the decline of seagrass in nutrient-enriched coastal waters. *J. Phycol.*, 37: 453-456.
- Mumby, P. y E. Green. 2000. Mapping seagrass beds. Chap. 12, pp175 – 181. En: A. Edward (Ed). *Remote Sensing Handbook for Tropical Coastal Management*, UNESCO, París. 316 p.
- Mumby, P.J., E.P. Green, A.J. Edwards y C.D. Clark. 1997. Measurement of seagrass standing crop using satellite and airborne digital remote sensing. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 159: 51-60.
- Myers, M. R., J. Hardy, C. Mazel y P. Dustan. 1999. Optical spectra and pigmentation of Caribbean reef corals and macroalgae. *Coral Reefs*, 18: 179-186.
- Orth, R., T. Carruthers, W.C. Dennison, C.M. Duarte, J.W. Fourqurean, K.L. Heck Jr., A.R. Hughes, G.A. Kendrick, W.J. Kenworthy, S. Olyarnik, F.T. Short, M. Waycott y S.L. Williams. 2006. A global crisis for seagrass ecosystems. *BioScience*, 56: 987-996.
- Páramo, J., M. Correa y S. Nuñez. 2011. Evidencias de desacople físico-biológico en el sistema de surgencia en la Guajira, Caribe colombiano. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.*, 46: 421-430.

- Pascualini, V., C. Pergent-Martini, G. Pergent, M. Agreil, G. Skoufas, L. Sourbes y A. Tsirika. 2005. Use of SPOT 5 for mapping seagrasses: An application to *Posidonia oceanica*. Remote Sens. Environ., 94: 39-45.
- Phinn, S., C. Roelfsema, A. Dekker, V. Brando y J. Anstee. 2008. Mapping seagrass species, cover and biomass in shallow waters: An assessment of satellite multi-spectral and airborne hyper-spectral imaging systems in Moreton Bay (Australia). Remote Sens. Environ., 112: 3413-3425.
- Prahl, H.v. y H. Erhardt. 1985. Colombia, corales y arrecifes coralinos. Fondo FEN, Bogotá. 163 p.
- Robblee, M.B., T.R. Barber, P.R. Carlson, M.J. Durako, J.W. Fourqurean, L.K. Muehlstein, D. Porter, L.A. Yarbro, R.T. Zieman y J.C. Zieman. 1991. Mass mortality of the tropical seagrass *Thalassia testudinum* in Florida Bay (USA). Mar. Eco. Prog. Ser., 71: 297-299.
- Robins, B. y S. Bell. 1994. Seagrass landscapes: a terrestrial approach to the marine subtidal environment. Trends. Ecol. Evol. 9: 301-304.
- Rueda-Roa, D. y F. Müller-Karger. 2013. The southern Caribbean upwelling system: Sea surface temperature, wind forcing and chlorophyll concentration patterns. Deep-Sea Res., 78: 102-114.
- Sheppard, C.R.C., K. Matheson, J.C. Bythell, P. Murphy, C. B. Myers y B. Blake. 1995. Habitat mapping in the Caribbean for management and conservation: use and assessment of aerial photography. Aq. Cons.: Mar. Freshwater Eco., 5: 277-298.
- Short, F., D. Burdick y D. Kaldy. 1995. Mesocosm experiments quantify the effects of eutrophication on eelgrass *Zostera marina*. Limnol. Oceanogr., 40: 740-749.
- Short, F., T. Carruthers, W. Dennison y M. Waycott. 2007. Global seagrass distribution and diversity: A bioregional model. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 350: 3-20.
- Suzunaga, J., L. Calero y A. Molina. 1992. Síntesis del estudio de las condiciones oceanográficas al N-E de La Guajira. Fase II. Bol. Cient. CIOH, 11: 59-69.
- Sverdrup, H., M. Johnson y R. Fleming. 1942. The oceans: their physics, chemistry and general biology. Prentice-Hall, Englewood, NJ.
- Touchette, B. y J. Burkholder. 2000. Review of nitrogen and phosphorus metabolism in seagrasses. J. Exp. Mar. Biol Ecol., 250: 133-167.
- Tyagi, P. y U. Bhosle. 2011. Atmospheric correction of remotely sensed images in spatial and transform domain, Int. J. Imag. Proc., 5: 564-579.
- Unsworth, R., S. de León, P. Salinas, S. Garrard, J. Jompa y J. Smith. 2008. High connectivity of Indo-Pacific seagrass fish assemblages with mangrove and coral reef habitats. Mar Ecol. Prog. Ser., 353: 213-224.
- USGS. 2013. Landsat 8. Reston, VA: U.S. Geological Survey. Retrieved from <http://pubs.usgs.gov/fs/2013/3060/pdf/fs2013-3060.pdf>. Fecha de consulta: 09\_12\_2015.
- Van der Heide, T., E. van Nes, M van Katwijk, H. Olf y A. Smolders. 2011. Positive feedbacks in seagrass ecosystems – Evidence from large-scale empirical data. PLoS ONE, 6: e16504.
- Van Tussenbroek, B.I. 2011. Dynamics of seagrasses and associated algae in coral reef lagoons. Hidrobiológica, 21(3): 293-310.

- Van Tussenbroek B., J. Cortés, R. Collin, A. Fonseca y P. Gayle. 2104. Caribbean-Wide, long term study of sea grass beds reveals local variations, shifts in community structure and occasionally collapse. PLoS ONE, 9: e90600.
- Wang, Y., M. Traber, B. Milstead y S. Stevens. 2007. Terrestrial and submerged aquatic vegetation mapping in Fire Island national Seashore using high spatial resolution remote sensing data. Mar. Geod., 30: 77-95.
- Yang, C., D. Yang, W. Cao, J. Zhao, G. Wang, Z. Sun, Z. Xu y M. R. Kumar. 2010. Analysis of seagrass reflectivity by using a water column correction algorithm. Int. J. Remote Sens., 31: 4595-4608.
- Yang, D. y C. Yang. 2009. Detection of seagrass distribution changes from 1991 to 2006 in Xincun Bay, Hainan, with satellite remote sensing. Sensors, 9: 830-844.
- Zainal, A.J.M., D.H. Dalby y I.S. Robinson. 1993. Monitoring marine ecological changes on the east coast of Bahrain with Landsat TM. Photogramm. Eng. Rem. S., 59: 415-421.

RECIBIDO: 03/03/2016

ACEPTADO: 12/10/2016

