



**TESIS DE MASTER DE INVESTIGACIÓN
MASTER EN OCEANOGRAFÍA**



Teledetección de hábitats bentónicos en la Bahía de Cádiz, España

Tesis presentada por Daniel de Oliveira d'El Rei Pinto para la obtención del título de
Master en Oceanografía por la Universidad de Cádiz.

En Puerto Real, a 24 de Noviembre de 2009

Dr. EDWARD P. MORRIS del Departamento de Biología (Área de Ecología) y Dr. JESÚS GÓMEZ ENRI del Departamento de Física Aplicada de la Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales de la Universidad de Cádiz

HACEN CONSTAR

Que el trabajo recogido en la presente Tesis de Máster, titulada **“Teledetección de Hábitats Bentónicos en la Bahía de Cádiz, España”** presentada por el alumno Daniel de Oliveira d'El Rei Pinto ha sido realizado bajo nuestra dirección.

Considerando que resume su trabajo de Tesis de Máster y que reúne todo los requisitos legales, autorizamos su presentación y defensa para la obtención del Master en Oceanografía por la Universidad de Cádiz.

En Puerto Real, a 24 de Noviembre de 2009

Fdo: Edward P. Morris

Fdo: Jesús Gómez Enri

Teledetección de hábitats bentónicos en la Bahía de Cádiz, España

Daniel de Oliveira d'El Rei Pinto¹, Edward P. Morris¹, Jesús Gómez Enrí²

¹Departamento de Biología (Área de Ecología), CASEM, Universidad de Cádiz. 11510, Puerto Real, Cádiz, España

²Departamento de Física Aplicada, CASEM, Universidad de Cádiz. 11510, Puerto Real, Cádiz, España

Resumen

Los ecosistemas costeros son zonas de transición que se caracterizan por una alta productividad y biodiversidad, convirtiéndolos en una zona importante para los ciclos de carbono y de nitrógeno. Zonas someras intermareal y submareal suelen estar dominadas por los macrófitos bentónicos que proporcionan una serie de importantes servicios al ecosistema. Sin embargo, el continuo desarrollo antropogénico en las zonas costeras ha llevado a una creciente presión sobre estos ecosistemas, decisivos para su pérdida de calidad. A fin de comprender el funcionamiento de estos sistemas y para proteger los valiosos recursos que representan, como parte de un plan integrado gestión costera, es fundamental el desarrollo de técnicas capaces de identificar y cuantificar sus propiedades físicas y ecológicas en las escalas espaciales y temporales apropiadas. En este sentido, el uso de técnicas de teledetección en combinación con los sistemas de información geográfica (SIG) son un potente complemento a las técnicas tradicionales de monitoreo.

La Bahía de Cádiz, situada en el suroeste de la Península Ibérica, está rodeado por una intensa urbanización donde se desarrollan actividades potencialmente amenazadoras para su rica biodiversidad. Constituye "uno de los mejores ejemplos de marismas del Atlántico europeo" (RAMSAR) y 4 especies de angiospermas marinas que a su vez proporcionan hábitat para un gran número de especies. Así, el objetivo principal de este trabajo es utilizar técnicas de teledetección para identificar la dinámica espacial y

temporal de los hábitats bentónicos en el Saco Interno de la Bahía de Cádiz.

Medidas de reflectancia in situ junto con la clasificación visual de los hábitats se llevaron a cabo a lo largo de la costa suroeste de la bahía durante el verano de 2009. Cinco tipos de hábitat principales fueron identificados: sedimentos desnudo, *Z. noltii*, *C. nodosa*, *C. prolifera* y vegetación de marisma. Las mediciones de reflectancia hiperespectrales sugieren una cierta separación entre las firmas espectrales de cada hábitat. Imágenes del satélite Quickbird recogidos durante la marea baja en abril de 2005 y en octubre de 2007, fueron procesadas digitalmente, utilizando las medidas in situ. En el Saco Interno de la bahía se realizó una clasificación de los tipos de hábitats intermareales y una estimación del porcentaje de cubierta de macrófitos. La cubierta de macroalgas es la que presenta variaciones más notables entre las dos imágenes (cobertura 140% mayor en abril de 2005 que en octubre de 2007), que se relacionan muy probablemente con su dinámica estacional. La cubierta de las marismas y las angiospermas marinas se presentó ligeramente más alta en octubre de 2007 (19 y 7% respectivamente). La corrección de la influencia de la columna de agua y la clasificación de las zonas submareales se vieron obstaculizadas por el contenido de sedimentos en la bahía, sin embargo la distribución global de los hábitats bentónicos parecía coincidir con la zonificación de las angiospermas marinas y de la *C. prolifera*. Así, las técnicas de teledetección fueron capaces de detectar tanto la variación temporal como espacial de los macrófitos bentónicos en la Bahía de Cádiz y se han mostrado como una potencial herramienta para identificar variaciones en los ecosistemas.

Palabras clave: Teledetección, Quickbird, reflectancia, macrófitos

Abstract

Coastal ecosystems are transition areas which are characterised by a high productivity and biodiversity, making them an important zone for local carbon and nitrogen cycling. Shallow subtidal and intertidal areas are often dominated by benthic macrophytes (marine plants) which provide a number of important ecosystem services, such as trapping particles and improving fisheries. However, continued anthropogenic development in the coastal zone has led to increasing pressure on these crucial ecosystems and their global decline in quality. In order to fully understand the functioning of these systems and protect the valuable resources they represent as part of an integrated coastal management plan, it is crucial to develop techniques capable of

identifying and quantifying their physical and ecological properties at the appropriate spatial and temporal scales. In this sense the use of remote sensing techniques in combination with geographical information systems (GIS) is a powerful complement to traditional monitoring techniques.

The Bay of Cadiz, located in the southwest of the Iberian Peninsula, is surrounded by heavy urbanisation (a population of about 600 000) which via various pressures is a potential threat to the rich local biodiversity of the bay. This includes “one of the best examples of European Atlantic saltmarshes” (RAMSAR) and 4 species of seagrasses which in turn provide habitat for large number of fauna and flora. Much of the area is protected under natural park status, however little is known about the large scale dynamics of the saltmarshes and seagrass habitats. Thus, the main objective of this work is to use remote sensing techniques to examine spatial and temporal dynamics of benthic habitats within Cadiz Inner Bay.

Transects of depth combined with visual identification of habitats were carried out along the SW shore of the bay during the summer of 2009. Five main habitat types were identified; bare sediment, *Z. noltii*, *C. nodosa*, *C. prolifera* and saltmarsh. Hyperspectral reflectance measurements suggested some separation between the optical signatures of each habitat. Satellite images (Quickbird) collected at low tide in April 2005 and Oct 2007, were digitally processed (converted to reflectance, atmospherically corrected and corrected for water depth) using the ground truth measurements. Classification of intertidal habitat types and estimation of the percentage cover of macrophytes was carried within the inner bay. The coverage of macroalgae was the most striking difference between the two images (140 % more coverage in April 2005 than Oct. 2007) which was most likely related to seasonal dynamics. Coverage of saltmarsh and seagrasses appeared to be slightly higher in Oct 2007 (19 and 7 % respectively). Depth correction and classification of the subtidal areas was hampered by the variable sediment content within the bay, however the overall distribution of benthic habitats seemed to fit with the zonation of the seagrasses and *C. prolifera*. Thus, optical remote sensing techniques were able to detect both temporal and spatial variation in benthic macrophytes within the Bay of Cadiz and are likely to prove effective as a tool for detecting ecosystem change.

Key words: Remote Sensing, Quickbird, reflectance, macrophytes

1. Introducción

Las presiones y los impactos sobre los ecosistemas costeros tienen, en general, una relación con los cambios demográficos y el desarrollo económico de la sociedad. Un punto clave en este proceso es la interferencia humana en los procesos ecológicos (físicos o biológicos). En la zona costera esta interferencia tiene características propias, ya que se trata de una región de transición en la cual la productividad biológica y la biodiversidad suelen ser elevadas.

La manera con la cual el desarrollo económico se ha llevado a cabo en la mayor parte de la zona costera mundial (sobre todo en la costa española), condujo a estos ecosistemas a adquirir un alto grado de debilidad. En este marco, se hacen urgentes y necesarios proyectos y estudios que puedan contribuir a la gestión integrada y conservación de su biodiversidad. Para ello es imprescindible la utilización de herramientas y técnicas capaces de identificar, cuantificar y localizar los procesos físicos y ecológicos relevantes.

Así, la utilización de las técnicas de teledetección en un Sistema de Información Geográfica (SIG), se convierte en una potente alternativa. Existe actualmente un amplio número de sensores embarcados en satélites, que están dedicados a la obtención de variables ambientales y que poseen diversas resoluciones, tanto espaciales como temporales. Una manera eficiente de analizar estas variables en las diversas escalas existentes, es la comparación de los datos facilitados por los sensores espaciales y las medidas obtenidas *in situ* (Souza, 2005). Este ejercicio de comparación se conoce como calibración.

Las imágenes de alta resolución espacial, tales como de los sensores ópticos Ikonos, Quickbird y Kompsat presentan un alto potencial para la identificación de diferentes especies vegetales. También es posible obtener medidas obtenidas mediante sensores remotos de los diferentes constituyentes del sustrato donde estas se desarrollan.

Para la utilización de datos procedentes de sensores remotos, es necesario tener en cuenta algunos aspectos técnicos importantes. La información obtenida por estos sensores proviene de la radiación electromagnética emitida por la superficie terrestre. La radiación electromagnética interacciona con la atmósfera y posteriormente es captada por el instrumento. Para ello es necesario que la radiación atraviese la atmósfera. Las aplicaciones de la teledetección en Oceanografía y en los estudios de gestión y conservación de ecosistemas costeros, se restringen básicamente a 3 zonas del espectro electromagnético:

- Visible, con longitud de onda (λ) entre 0,4 y 0,7 micrómetros;
- Infrarrojo, con longitud de onda entre 0,7 y 15 micrómetros;
- Microondas, con longitud de onda a partir de 0,5 centímetros.

En el estudio de las comunidades bentónicas costeras, se utiliza principalmente la radiación electromagnética procedente del infrarrojo cercano (muy sensibles a la presencia de agua y alta reflectancia en áreas vegetadas) y del visible (canales correspondientes al rojo, verde y azul).

Cuando utilizamos sensores remotos en la identificación de hábitats en zonas costeras, asumimos que los distintos objetos en estudio emiten o reflejan energía en diferentes longitudes de onda dentro del espectro electromagnético. Esto nos permite obtener una clasificación de los mismos, en función de la cantidad de energía que llega al sensor remoto. Dicha clasificación es realizada, generalmente, a través de técnicas numéricas que agrupan los píxeles de la imagen obtenidas por un sensor específico de acuerdo con sus firmas espectrales (Jansen, 1996).

Localizada al suroeste de la Península Ibérica, la Bahía de Cádiz está rodeada por cinco núcleos urbanos, en los cuales se llevan a cabo actividades potencialmente amenazadoras para la biodiversidad local. Éste es el caso de algunas empresas de acuicultura. Aún así, podemos encontrar en la bahía importantes fragmentos de marismas y algunos ejemplares de fanerógamas marinas. Estos tipos de organismos juegan un papel importante en el cambio climático global ya que poseen potencial elevado en el enterramiento de Carbono.

Las fanerógamas marinas, son angiospermas acuáticas que completan su ciclo de vida sumergidas en el agua del mar. Además de ser una fuente importante de producción primaria en aguas costeras, son fundamentales en el funcionamiento de ecosistemas y el mantenimiento de la biodiversidad de flora y fauna en zonas tropicales, sub-tropicales y templadas alrededor del mundo (Green & Short 2002; Hemminga & Duarte, 2000; Larkum et. al., 2006). Sirven de sustrato para algas epifitas, son refugio para peces e invertebrados y abrigo para un gran número de especies.

Establecidas en las zonas costeras, las praderas de fanerógamas son sistemas naturalmente dinámicos propensos a perturbaciones físicas naturales, sobretodo en zonas templadas (Fonseca et al., 2002). Sin embargo, cambios o pérdidas en su abundancia, composición específica, estructura y en su extensión han sido el resultado de la interferencia humana en el ecosistema, a través de la alteración o destrucción de

hábitats, eutrofización, etc. Hasta poco tiempo, se ha dado relativamente poca importancia a los impactos de las actividades humanas sobre las fanerógamas marinas. Así, los trabajos se centraban más en cómo los impedimentos físicos alteraban la estructura y el funcionamiento de estos hábitats (Wabnitz et al., 2008). Es innegable que los impactos provocados por las actividades humanas han contribuido a que las fanerógamas sean hoy día uno de los hábitats marinos más amenazados.

Para comprender sus características y los mecanismos de control de la diversidad de especies, los patrones de distribución y la dinámica espacial, es necesario el uso de datos procedentes de sensores remotos, que poseen escalas y niveles de detalle apropiados. Además, las aproximaciones en la obtención de mapas, modelos y la gestión de la biodiversidad de la flora y fauna asociada a las praderas de fanerógamas, requieren el inventario de las especies presentes y de sus parámetros biofísicos (Mckenzie et. al., 2001).

De acuerdo con la literatura, existen diversos trabajos sobre estos ecosistemas en varias regiones del mundo. Sin embargo, el acceso a esta información suele estar muy restringida. Es de destacar, la inexistencia en muchas ocasiones de mapas digitales en Sistemas de Información Geográfica.

Los datos procedentes de sensores remotos, comparados con los obtenidos *in situ* a partir de muestreos en puntos, líneas o polígonos es uno de los componentes fundamentales para la comprensión, monitoreo y elaboración de modelos de composición de especies, estructura, función y dinámica en ambientes acuáticos y terrestres.

Este tipo de información tiene la ventaja de poder servir de base para el análisis de la abundancia y diversidad de especies en un contexto espacial, además de permitir la evaluación de los cambios producidos a lo largo del tiempo, ya que es posible obtener información en distintas escalas espaciales y temporales.

El objetivo principal de este trabajo es comprender la dinámica espacial y temporal de los hábitats bentónicos en el Saco interno de la Bahía de Cádiz a través de técnicas de teledetección. Para tal, se tiene como objetivos específicos: 1) Conocer las firmas espectrales de los diferentes hábitats en la Bahía, a partir de medidas *in situ*; 2) Elaborar clasificación de las imágenes del satélite Quickbird de Abril de 2005 y Octubre de 2007; 3) Demostrar con estos métodos que podemos cuantificar variaciones en la distribución de los hábitats en la bahía.

2. Área de Estudio: La Bahía de Cádiz

El clima en la Bahía de Cádiz (figura 1) es del tipo el Mediterráneo Oceánico, con temperaturas medias anuales de 17° a 18°C y una amplitud térmica de 12° a 14°C. Sometida al régimen dominante de vientos de “levante”, la bahía tiene unas precipitaciones medias anuales de 600mm y una insolación de más de 3.000 horas al año.



Figura 1: Área de estudio

Los terrenos predominantes están constituidos por materiales del Cuaternario, depositados sobre un substrato pliocénico excavados por la red fluvial. Estos depósitos cuaternarios de origen marino continental y mixto se extienden por la superficie de las marismas y las salinas atravesadas por los ríos Guadalete y San Pedro, Caño de Sancti Petri y demás caños que conforman la red de drenaje, así como por los terrenos litorales (playas, dunas, arenales costeros y llanuras litorales).

La rápida evolución geológica ha tenido como consecuencia una gran variedad geomorfológica (Casa de Velázquez, 1987). En sus planicies fangosas, las áreas sometidas a los flujos mareales permiten el desarrollo de distintas especies vegetales. Entre ellas, se destacan las angiospermas marinas (*Zostera noltii*, *Zostera marina*, *Cymodocea nodosa*), que tienen una gran importancia en el mantenimiento de los ecosistemas en la región.

A destacar también los fragmentos de marismas naturales que se conservan en la bahía y que poseen un enorme interés por mantener su morfología y vegetación naturales.

Siendo un macrófito colonizador de sustratos altamente inestable, la *Spartina maritima* es una de las primeras especies que colonizaron estos ambientes, posteriormente colonizados por otras especies (como *Salicornia spp.*).

La bahía se divide en dos cuencas: una exterior con profundidad media de 12 m (Saco Externo) y otra interior (Saco Interno) más somera, con profundidad media de 3 m (Rueda y Salas, 2003).

Los análisis realizados en este trabajo se concentran en el Saco Interno de la bahía, donde el ciclo de marea semi-diurno posee una amplitud media de 1.5m (Alvarez et al., 1997).

3. Material y Métodos

Aparte de la revisión de la literatura, la metodología empleada en este estudio consiste básicamente en la aplicación de técnicas de teledetección en el procesamiento digital de imágenes del satélite Quickbird, asociadas a medidas in situ, realizadas en el Saco Interno de la Bahía de Cádiz. La figura 2 nos muestra un resumen de los procedimientos realizados. Estos serán explicados de manera detallada en las sesiones siguientes.

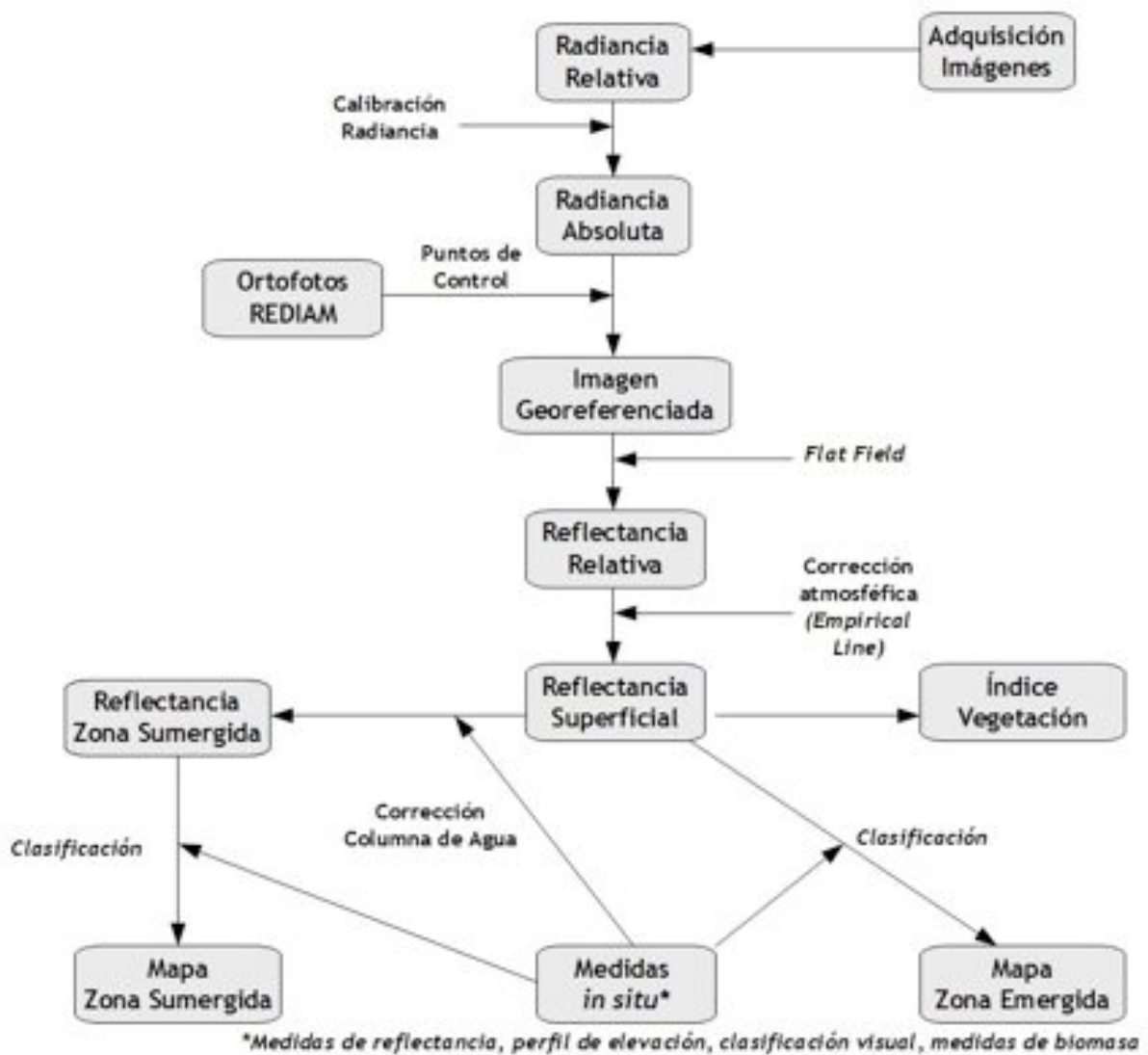


Figura 2: Diagrama de la metodología empleada

3.1. Imágenes multi-espectrales

Para el análisis de las propiedades ópticas de las comunidades bentónicas en el Saco Interno de la Bahía de Cádiz, se han utilizado dos imágenes obtenidas por el sensor

remoto del satélite Quickbird. Una adquirida el día 05 de Abril de 2005 y la otra adquirida el día 07 de Octubre de 2007. Este satélite fue lanzado en el año 2001 y orbita a unos 450 km de altura respecto de la superficie terrestre, generando imágenes multi-espectrales en 4 bandas: rojo ($\lambda = 630-690$ nm), verde ($\lambda = 520-600$ nm), azul ($\lambda = 450-529$ nm), correspondientes al visible, e infrarrojo cercano ($\lambda = 760-900$ nm). Estas imágenes tienen una resolución espacial que varía entre 2.4 y 2.8m, dependiendo del ángulo de adquisición de las mismas. En algunos casos, está disponible también una banda pancromática ($\lambda = 450-900$ nm), con una resolución espacial de 0.60m, que podría ser procesada (*pan-sharpening*) con las demás bandas generando imágenes multiespectrales de 0.60m de resolución (Digital Globe, 2009). En este trabajo se ha utilizado las imágenes multiespectrales con 2.4m de resolución espacial.

3.2. Calibración de Radiancia

El primer paso en el procesamiento de las imágenes, fue la calibración de la radiancia. El sensor Quickbird genera normalmente imágenes con valores de radiancia relativa. Sin embargo, el objetivo es trabajar con valores de radiancia absoluta, $\text{mW (cm}^2 \text{ nm sr)}^{-1}$. Para realizar esta conversión, se utilizó la función “QuickBird Radiance” del software Envi 4.2. Esta calibración se realiza mediante la utilización de los parámetros contenidos en el archivo de meta-dados de la imagen. Así, se obtuvieron valores absolutos de radiancia utilizando las siguientes anchuras de *bandpass*:

Banda Multi-espectral 1 (Azul): 68nm;

Banda Multi-espectral 2 (Verde): 99nm;

Banda Multi-espectral 3 (Red): 71nm;

Banda Multi-espectral 4 (Infrarrojo cercano): 114nm;

3.3. Georeferenciación y ajuste espacial

El paso siguiente realizado fue su georeferenciación, con el objetivo de transformar las coordenadas iniciales de la imagen (x,y) a otro sistema de referencia ligado a la Tierra

(longitud, latitud). De esta forma, es posible comparar las imágenes georeferenciadas con las medidas *in situ* tomadas en la zona.

Este proceso se ha llevado a cabo tomando como referencia espacial las ortofotos en color del año 2004, facilitadas por la Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM) de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía (<http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/web/rediam/>).

Las imágenes, una vez georreferenciadas, fueron proyectadas cartográficamente en el sistema Mecator (UTM), con el elipsoide *European Datum 1950* y huso 29 norte. Fueron descartados aquellos puntos que tuviesen un error mayor que la resolución espacial de las imágenes (2.4m). En total se utilizaron 10 puntos de control (Ground Control Points), a través de un método polinomial de primer grado. El error cuadrático medio obtenido fue de 1.66m. El método de remuestreo utilizado fue el del vecino más próximo (*Nearest Neighbour*).

Como el resultado de la georeferenciación de la imagen se ha mostrado satisfactorio, esta ha sido usada como referencia para la georeferenciación de la imagen de 2005. De esta manera se minimiza la discrepancia entre ambas, ya que el objetivo es una comparación entre los dos períodos. Así, utilizándose los mismo métodos de la imagen de 2007 el resultado presentó un error cuadrático medio de 1.58m.

3.4. Selección de la extensión espacial

Las imágenes utilizadas cubren una zona amplia de la Bahía de Cádiz, incluyendo áreas urbanas, playas, vegetación terrestre, etc. Como el foco del mismo son los hábitats bentónicos, ínter y sub-mareales del Saco Interno de la bahía, se hace necesario delimitar en la imagen las áreas donde se realizarán los análisis. Por otro lado, la influencia de la columna de agua sobre la firma espectral de los objetos, hace preciso delimitar dos zonas: el intermareal emergido y la zona sumergida.

El primer paso en este procedimiento, es discriminar las áreas urbanas. Para ello se generó manualmente en un Sistema de Información Geográfica (ArcMap 9), un polígono a partir del cual se creó una máscara que posteriormente fue aplicada a la imagen (Figura 3).



Figura 3: Selección de la extensión espacial

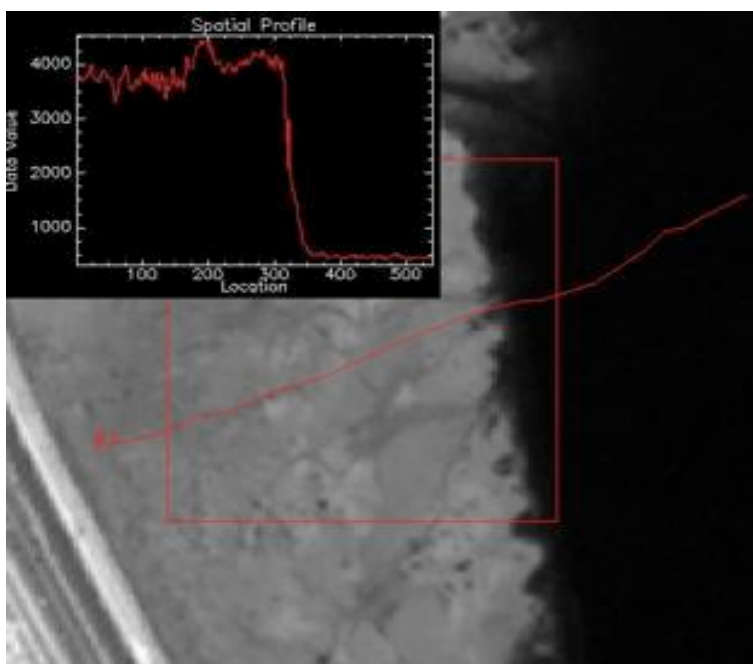


Figura 4: Intermareal/Zona sumergida y sus valores de radiancia (multiplicados por 1000)

Posteriormente, se procedió a separar la zona intermareal emergida de la zona sumergida. El rango del infrarrojo del espectro electromagnético es muy sensible a la presencia de agua, ya que la radiancia emitida por la superficie terrestre es muy diferente a la emitida por la superficie acuosa. Eso permite utilizar la banda 4 (infrarrojo cercano) del sensor, para llevar a cabo dicha separación. Se traza un perfil en una zona de transición entre el intermareal y las zonas más profundas y se obtienen los

valores de radiancia (Fig. 4). La figura 4 muestra la zona seleccionada y los valores de radiancia (multiplicados por 1000) en la banda infrarroja cercana obtenidos en el perfil. Los valores de radiancia inferiores a $2.5 \text{ mW (cm}^2 \text{ nm sr)}^{-1}$, son muy poco identificados en esta banda, conforme propuso Lyzenga et al. (2006). De esta manera, es posible crear una máscara que incluya valores inferiores a $2.5 \text{ mW (cm}^2 \text{ nm sr)}^{-1}$ en la banda 4 y aplicarla a la imagen. De esta forma, se selecciona la zona sumergida de la Bahía de Cádiz. Si se realiza el proceso inverso (valores superiores a $2.5 \text{ mW (cm}^2 \text{ nm sr)}^{-1}$), se selecciona la zona intermareal emergida.

3.5. Procedimientos de campo

Los trabajos de campo realizados en este estudio han tenido 3 objetivos principales:

a) obtención de cotas de altitud en el área de muestreo, capaces de generar modelos digitales de elevación; b) clasificación visual de los hábitats, que sirven para mejorar la clasificación realizada con las imágenes, así como comprobar su validez (calibración); c) toma de muestra de firmas espectrales (reflectancia *in situ*) de los hábitats, que una vez procesados fueron utilizados para el análisis y clasificación de las imágenes multi-espectrales;



Figura 5: Ubicación del área de muestreo en la Saco Interno de la Bahía de Cádiz.

a) Cotas de elevación: se utilizó un GPS diferencial (dGPS), cedido por el Departamento de Ciencias de la Tierra de la Universidad de Cádiz. Se definieron 3 áreas para la toma de datos (Figura 5), todas en el saco interno de la Bahía de Cádiz. Área 1, la más cercana al núcleo urbano de Cádiz; área 2, la más cercana al núcleo urbano de San Fernando; y área 3, ubicada en una posición central en relación a las anteriores. Se trazaron 3 perfiles (Figura 6) a partir de un punto, de fácil localización, desde zona más somera hacia la zona más profunda de la bahía. Así se obtuvieron un total de 104 puntos para los 3 perfiles, con precisión aproximadamente 2 cm para los ejes X (longitud), Y (longitud) y Z (elevación). Todos los puntos fueron referenciados al mismo sistema de referencia ligado a la Tierra, utilizado para georreferenciar las imágenes del Quickbird: *Universal Transverse Mercator* (UTM con elipsoide *European Datum 1950* y huso 29 norte). A partir de estos puntos, y junto con datos de sondeo acústico realizado en el

año 2006 (Freitas et al. 2008), se creó un modelo digital de elevación del terreno. Este modelo fue utilizado para la atenuación de la columna de agua, necesario para la clasificación remota del área de estudio. La precisión de los perfiles generados en esta etapa, sirvió de base para los demás procedimientos de campo.

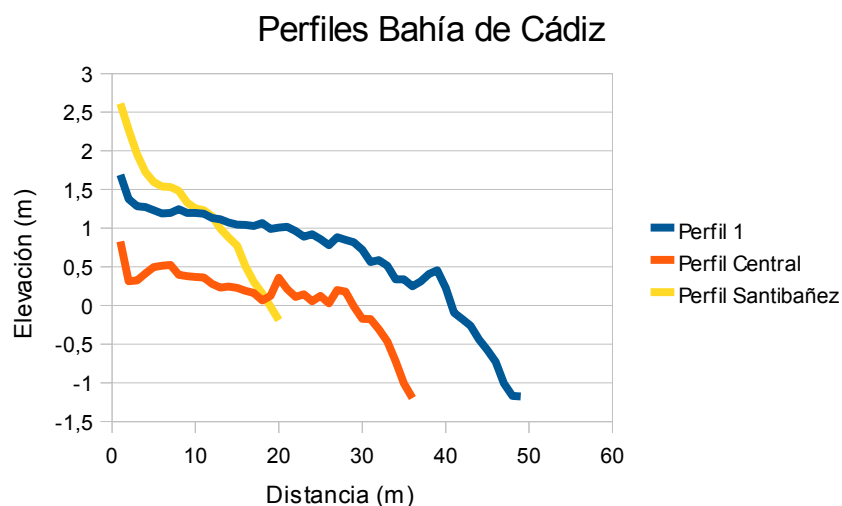


Figura 6: Perfiles de elevación tomados a partir de dGPS

b) Clasificación visual de los hábitats: a partir de los perfiles generados en la etapa anterior, se creó esta clasificación, con el objetivo de conocer tanto la distribución de las especies y sustratos, como su abundancia (% cubierta). Para ello se realizaron fotografías desde la altura del pecho con una cámara digital, buscando hacerlo desde del eje más perpendicular posible en relación al suelo. Así se generaron imágenes digitales cubriendo un área de aproximadamente 1 metro cuadrado. A partir de estas imágenes y de las anotaciones se clasificaron visualmente el hábitat de los puntos de los 3 perfiles.

c) Toma de muestras de firmas espectrales (reflectancia *in-situ*): estas medidas fueron tomadas a lo largo de los 3 perfiles descritos anteriormente. El objetivo de este procedimiento es conocer el comportamiento espectral tanto de las especies vegetales como de los sustratos sobre el cual crecen. Para ello se utilizó un espectrofotómetro de campo, USB2000 (Ocean Optics), el cual se fijó perpendicularmente a unos 40 cm del suelo. De esta manera, el área medida por el sensor cubría unos 10cm². Estos 10 cm² se clasificaron visualmente, analizando la variabilidad específica, la variabilidad de porcentaje de cubierta vegetal y el tipo de sustrato. En total se tomaron 32 medidas de

reflectancia *in-situ*, encontrándose las especies: *Zostera noltii*, *Cymodocea nodosa*, *Spartina maritima*, *Caulerpa prolifera*, en distintos grados de cubierta sobre sedimentos arenoso, fangoso, con grabas o conchas.

3.6. Transformación de Radiancia a Reflectancia

Para que se pueda relacionar las medidas tomadas in situ con las imágenes, es necesaria la transformación de los valores de radiancia a valores de reflectancia. En el presente estudio este procedimiento se realizó a través del método "Flat Field". Este método divide cada pixel de la imagen por los valores de una área de referencia en la imagen que posee valores máximos reflectancia.

3.7. Corrección Atmosférica

Cuando se trabaja con una imagen de satélite, la radiancia aparente de un hábitat suele ser el resultado de (1) las características en superficie, (2) los efectos de la columna de agua, si están sumergidos, y (3) los efectos de la atmósfera (Teillet, 1986). Dado que las condiciones atmosféricas están sujetas a variaciones temporales importantes, la ausencia o la corrección equivocada de la influencia de este factor puede causar errores significativos en el análisis de la dinámica temporal y espacial de los hábitats. Por lo tanto, este tipo de estudios requiere que los valores de píxel de cada banda espectral sean corregidos y convertidos a valores de reflectancia espectral superficial (Kaufman; Moran et. al., 1997).



Figura 7: Espectros de campo utilizados en la corrección atmosférica.

Actualmente, existe un gran número de métodos para corregir los efectos atmosféricos

en la radiancia aparente de la superficie terrestre. En el presente estudio se ha utilizado el método *Empirical Line Regression*. Este método relaciona mediante regresiones lineales, el espectro medido in situ de al menos un hábitat, con los espectros de los píxeles donde se encuentra dicho hábitat. En general se suele seleccionar como hábitat de referencia aquellos correspondientes a las regiones (i.e. grupo de píxeles) más claras y más oscuras de la imagen. En nuestro caso, se seleccionaron (1) un área de arena seca como región clara y (2) un área cubierta al cien por cien por *Zostera noltii* como región oscura. Para ambos hábitats se midió el espectro *in situ* (Figura 7). Posteriormente, en la imagen de satélite se localizaron los píxeles de las áreas donde se ha realizado las medidas *in situ* y se calculó un factor de corrección para cada banda comparando los espectros de los píxeles con los espectros obtenidos *in situ*. Finalmente, se utilizan estos factores de corrección para corregir el resto de la imagen.

Una vez completada esta etapa, relaciones empíricas *in situ* (es decir, las medidas realizadas en campo) entre las propiedades de los hábitats y las características espectrales, como la estimación de cubierta vegetal usando el Índice diferencial de vegetación normalizada pueden ser llevadas a cabo.

3.8. Atenuación de la columna de agua

En la elaboración de mapas de hábitats sumergidos, la profundidad de la columna de agua afecta significativamente las mediciones realizadas por el sensor remoto. Esa interferencia es capaz de generar un solapamiento en el espectro de los distintos elementos que tienen que ser identificados.

Es preciso tener en cuenta que estamos clasificando hábitats en diferentes profundidades, por lo que el efecto de la columna de agua puede llegar a ser mayor que la diferencia de reflectancia entre los distintos hábitats. Cuando la luz penetra en el agua, su intensidad decae exponencialmente con el aumento de la profundidad (Kirk, 1994). Este proceso es comúnmente conocido en la literatura como atenuación y ejerce un importante efecto en datos de teledetección en ambientes acuáticos. La magnitud de la influencia de la atenuación está relacionada con la longitud de onda de la radiación electromagnética emitida. En la región del espectro electromagnético correspondiente a la luz visible, el rango correspondiente al rojo se atenúa más rápidamente que en el rango del azul, con una longitud de onda menor. A medida que la profundidad en la columna de agua aumenta, la diferencia de los espectros de los distintos hábitats disminuye (figura 8). El espectro de la arena es muy diferente a 2 metros que a 20

rojo.

Por otra parte, la radiación electromagnética tiende a interactuar con las partículas en suspensión en la columna de agua y cambiar su dirección. Este proceso, conocido como dispersión (*scattering*), está causado por los compuestos orgánicos e inorgánicos de los materiales particulados. Así, mientras mayor sea la cantidad de material particulado (mayor turbidez), mayor será el efecto de dispersión sobre la radiación electromagnética incidente.

La eliminación de la influencia de la columna de agua en la reflectancia del fondo, requiere tanto los valores de profundidad para los píxeles de la imagen, como de las características de la atenuación de la luz en el agua.

Preferentemente, las mediciones de profundidad deben ser tomadas en el mismo momento de la adquisición de la imagen y poseer también la misma resolución. Entretanto, esto raramente es posible. Entonces, una estimación de las propiedades ópticas de la columna de agua (atenuación efectiva) y de la batimetría pueden ser calculadas a partir de una área específica de la imagen, donde los valores de profundidad de la columna de agua, son relativamente bien conocidos.

Los valores de profundidad utilizados en esta etapa, fueron de los perfiles de elevación obtenidos en campo y datos de un sondeo acústico realizado en 2006 (Freitas et al. 2008), a partir de los cuales se generó un modelo digital de elevación. Posteriormente, los valores de reflectancia han sido extraídos de esta área donde se conocen los valores de profundidad. En seguida, utilizando una regresión no-lineal, cada banda fue ajustada al modelo:

$$L = L_s + L_b \cdot \exp^{-\alpha z} \quad (1)$$

donde, L es la radiancia de la imagen, L_s es la radiancia mínima, L_b es la radiancia del hábitat bentónico, z la profundidad y α es el coeficiente de atenuación efectiva (Figuras 9 a-d).

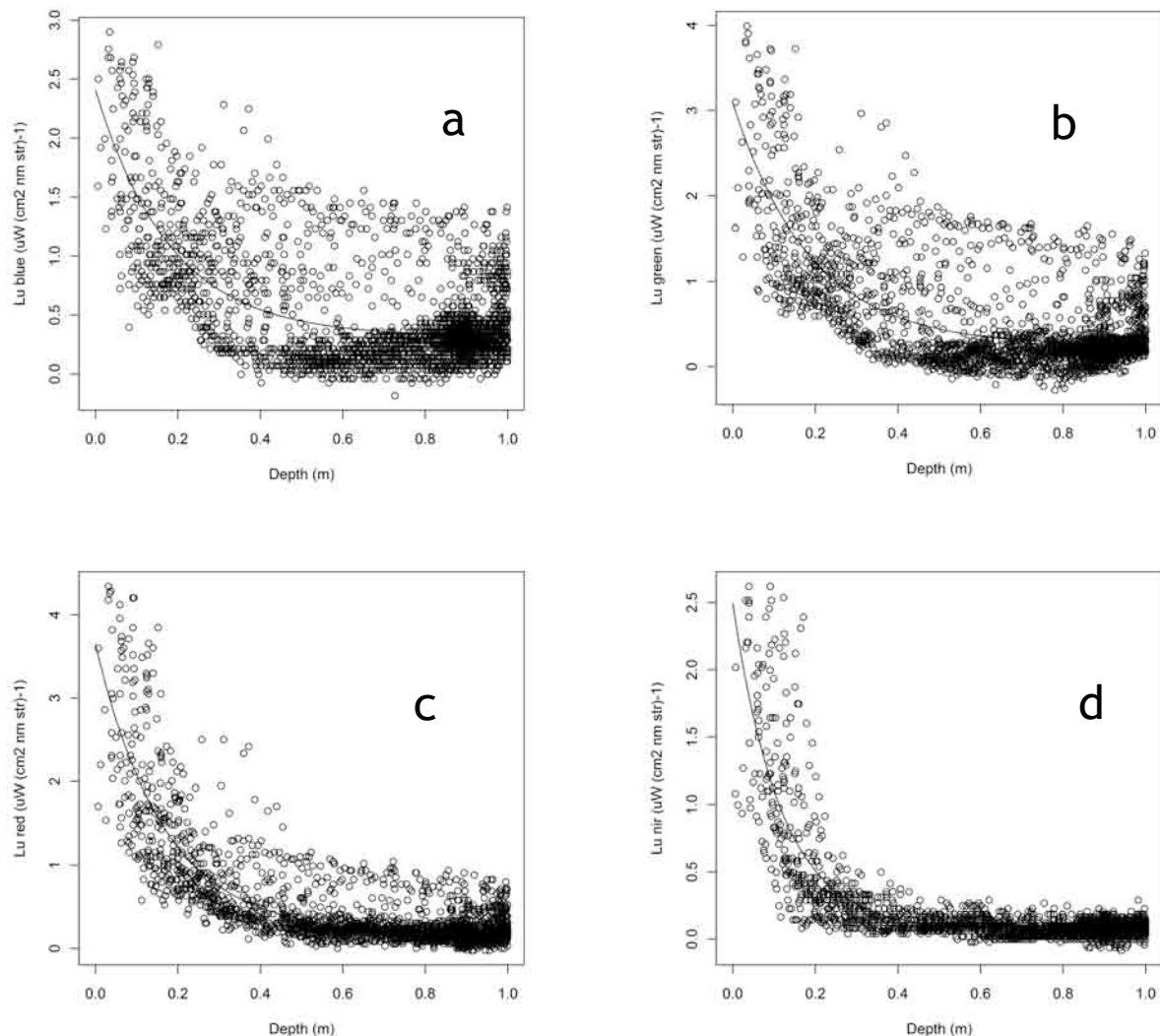


Figura 9: Atenuación de la columna de agua en las bandas azul (a), verde (b), roja (c) y infrarroja (d)

En el paso siguiente, usando valores de radiancia de la imagen, se a hecho una predicción de la profundidad para cada pixel de la zona sumergida (figura 10). En seguida, este valor de profundidad fue usado para predecir la radiancia utilizando la ecuación (1) y un factor de corrección de la profundidad fue calculado para cada pixel (es decir $L_s + L_b/z$ predicha). Finalmente, multiplicando los valores de reflectancia en la zona sumergida por el factor de corrección, los efectos de la profundidad fueron removidos. Los cálculos para la corrección de la profundidad se han llevado a cabo, en el software de análisis estadístico “R”, utilizando un “script” previamente desarrollado durante el procesamiento de la imagen del año de 2005 (Gomez et al., 2008).

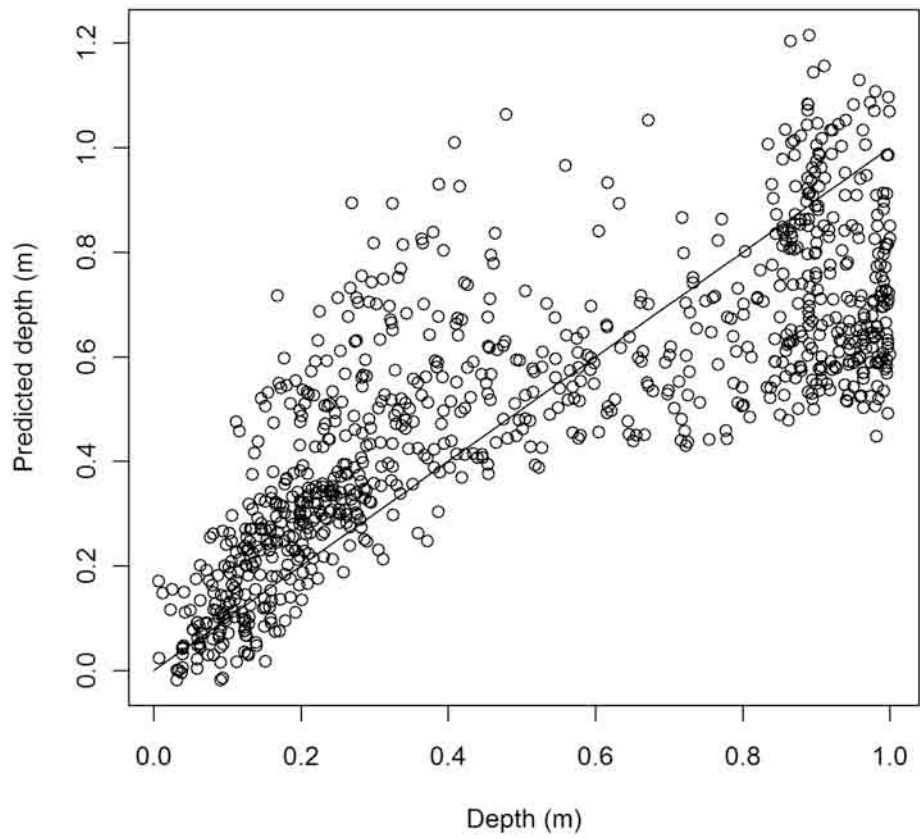


Figura 10: Relación entre predicción de la profundidad y profundidad medida

4. Resultados

Una vez realizadas las medidas *in situ* y el procesamiento digital de las imágenes, ha sido posible elaborar el índice de vegetación y ejecutar la clasificación de las imágenes. Estos serán detallados en las sesiones siguientes.

4.1. Índice Diferencial de Vegetación Normalizado (*Normalized Difference Vegetation Index - NDVI*)

Como ya sabemos, cuando la energía solar incide sobre los objetos, parte de la energía del espectro electromagnético es absorbida y otra parte reflejada. Para realizar sus actividades fotosintéticas, los pigmentos en las hojas de las plantas y la clorofila absorben intensamente la energía en la parte del visible. Por otro lado, las estructuras celulares reflejan la energía en la región del infrarrojo cercano. Teniendo en cuenta las características espectrales de algunos sensores espaciales, como es el caso del Quickbird, es posible establecer índices de vegetación. El índice de vegetación es una herramienta útil para evaluar la dinámica espacial y temporal de la flora en una determinada región e incluso a escala global.

Uno de los índices de vegetación más utilizados es el índice diferencial de vegetación normalizado (NDVI). Su utilidad para el análisis de la cubierta de la vegetación, ha sido demostrada en las dos últimas décadas (Leprieur et al., 2000). El NDVI queda definido por la siguiente ecuación:

$$NDVI = (R-NIR)/(R+NIR) \quad (2)$$

donde R es la reflectancia promediada en la región del visible (longitud de onda 0.6µm) y NIR es la reflectancia promediada en la región del infrarrojo cercano (longitud de onda 0.8µm). Tras esta operación la imagen posee valores de píxel que varían entre -1 y 1. De forma genérica, valores próximos a -1 están asociados a agua, valores próximos a 0 corresponden a áreas como rocas, sedimento desnudo, etc. y valores próximos a +1 indican la presencia de alta densidad de hojas verdes. Este índice también está relacionado con ciertas propiedades biofísicas de la vegetación, tales como: área foliar (LAI), cubierta y condición de la vegetación y biomasa.

La Ec.(1) fue aplicada a la zona intermareal emergida de las dos imágenes Quickbird utilizadas. Para una mejor visualización, una vez generados los mapas de NDVI, este ha sido exportado a la vista 3d del software Global Mapper 10.0 (figura 11).

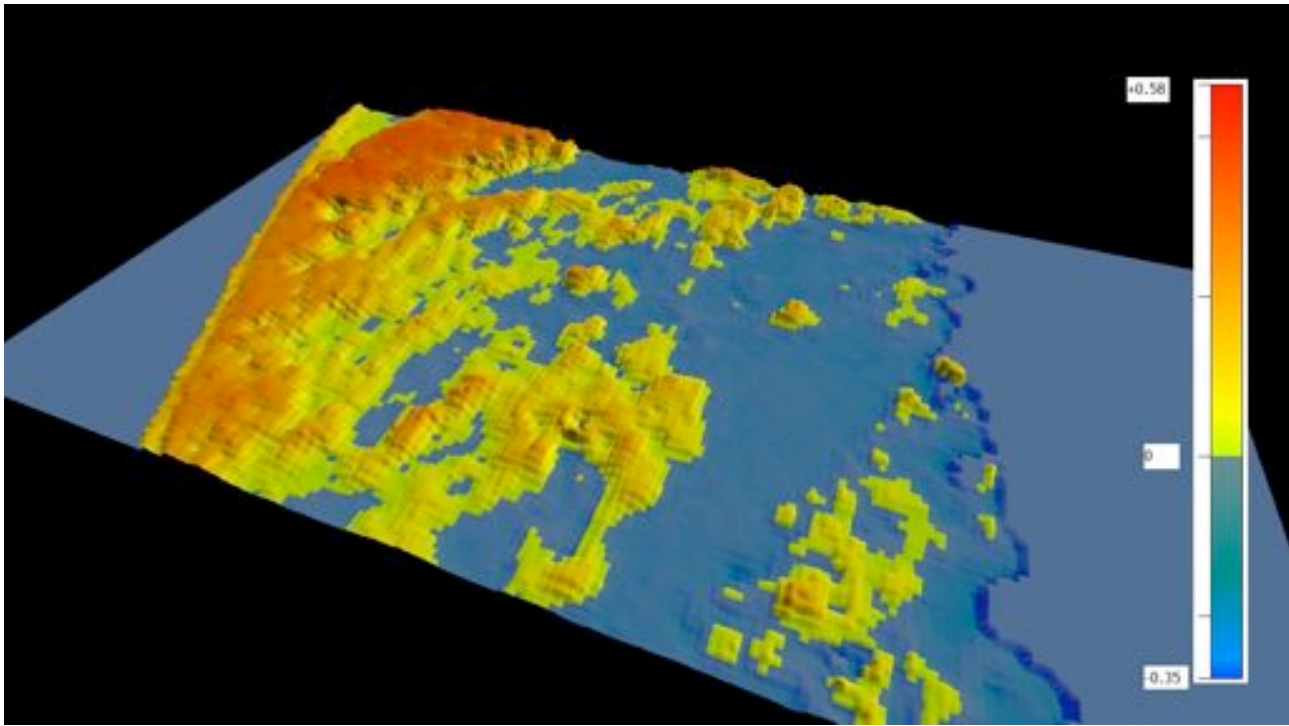


Figura 11: Representación 3d del NDVI

Para evaluar la validez de estos resultados, se añadieron al mapa NDVI del año de 2007 los puntos de muestreo de la clasificación visual obtenida en el perfil 1. Aunque el muestreo fue realizado en los meses de Mayo Junio y Julio de 2009 y la imagen adquirida en Octubre de 2007, se ha verificado una correlación, sobretodo con la abundancia de cubierta de *Zostera noltii* (Figura 12).

Con el objetivo de evaluar la dinámica temporal de los hábitats en la Bahía de Cádiz, se ha hecho una comparación del NDVI de las imágenes de 2005 y 2007. Como las imágenes son de fechas distintas y con alturas de marea distintas, se hace necesario ajustarlas para que tengan la misma extensión espacial. Esto se hace ya que el agua tiene valores negativos de NDVI y podría añadir un error en la comparación de las dos imágenes. Para ello se aplicó una máscara con los valores de píxel relativos a agua en la imagen de 2005, en la que la marea era mayor respecto a la imagen de 2007.

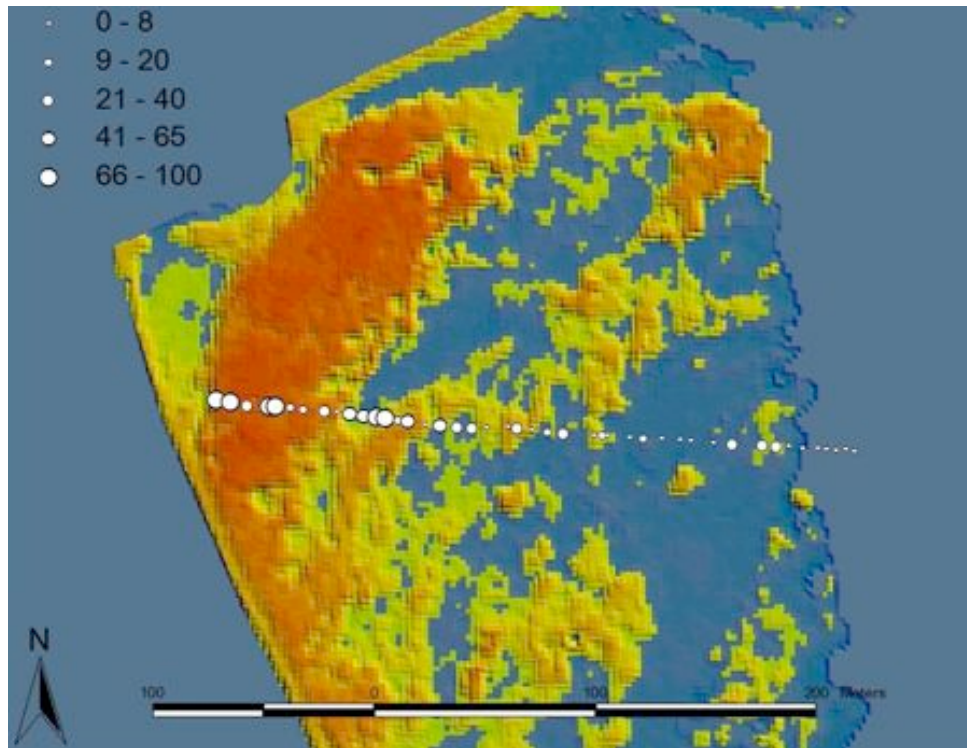


Figura 12: % de Cubierta de *Z. noltii* sobre mapa NDVI de 2007

Con las dos imágenes con la misma extensión espacial, se obtuvieron los valores promedio y de desviación estándar de los índices de vegetación para ambas fechas. La tabla 1, muestra que los valores promedios presentados por la imagen de 2007 presentan valores superiores a los de la imagen de 2005. Estos valores serán discutidos más adelante.

Fecha	Min	Max	Media	Des. Estándar
Octubre 2007	-0.956259	0.710676	0.202737	0.162308
Abril 2005	-0.290225	0.595001	0.131757	0.117552

Tabla 1: Análisis estadístico de los valores de NDVI

4.2. Clasificación de la zona Intermareal

4.2.1 Clasificación no-supervisada

Una primera aproximación en la elaboración de mapas de hábitats se puede obtener a partir de la clasificación no-supervisada de las imágenes. A diferencia del método de la clasificación supervisada, el usuario no interfiere en la selección de muestras de áreas de entrenamiento. Es decir, en esta metodología los píxeles de la imagen son agrupados en distintas clases a partir de parámetros puramente estadísticos. El software Envi 4.2 utilizado en este estudio dispone de dos técnicas de clasificación no-supervisada: *Isodata* y *K-Means*. La técnica *Isodata* agrupa, inicialmente, los píxeles de manera uniforme en toda el área de la imagen a través de sus valores medios. Los píxeles restantes son entonces agrupados interactivamente utilizando la técnica de la “menor distancia”. Esta operación se realiza de forma iterativa, recalculando los valores medios y reclasificando los píxeles de acuerdo con la nueva media obtenida. La división, mezcla y eliminación interactiva de clases ocurrirá en función de los parámetros de umbral definidos por el usuario. Así, todos los píxeles son agrupados en la clase más próxima, a menos que los valores de desviación estándar o de distancia mínima sean especificados por el usuario. En este caso algunos de los píxeles pueden no ser clasificados si es que no se alcanzan los criterios establecidos.

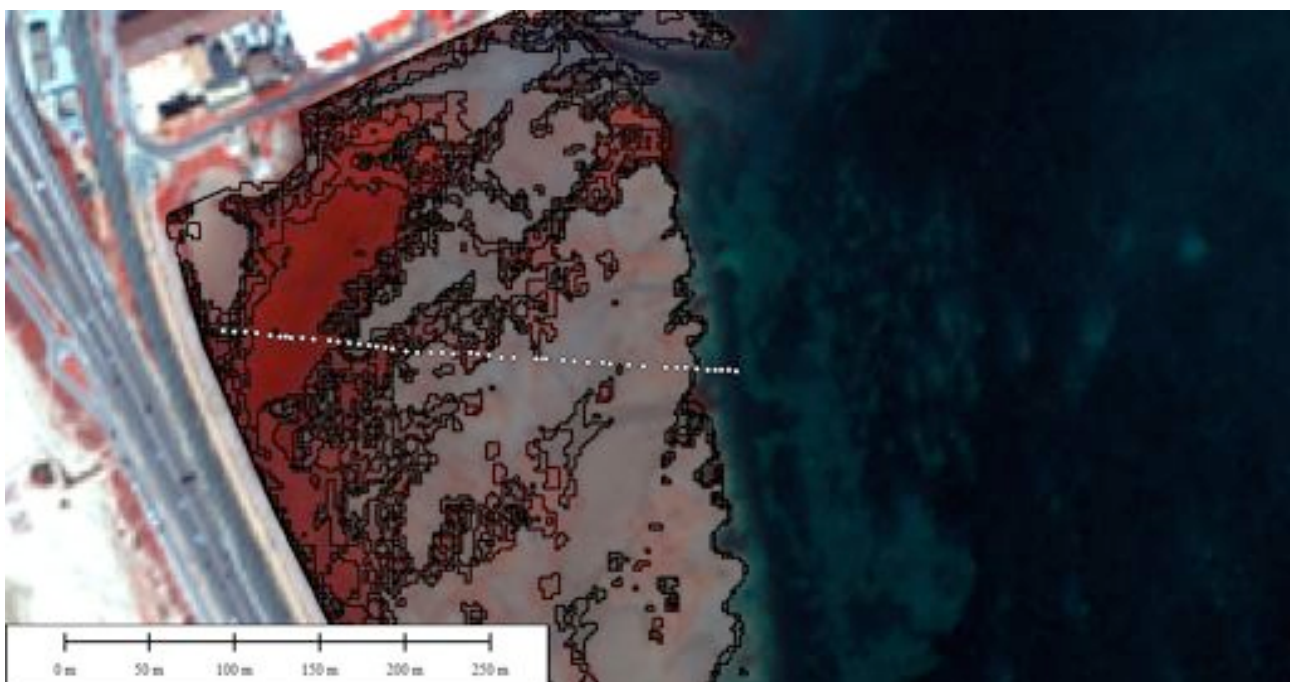


Figura 13a: Vectores de la clasificación no-supervisada y perfil de clasificación visual sobre imagen NIR:G:B

Con el objetivo de verificar su precisión, esta técnica fue empleada en la zona intermareal de la Bahía de Cádiz en la imagen de 2007. De acuerdo con el método, se han definido 7 clases distintas (Figura 13b), las cuales fueron pintadas en un mapa, junto con los datos de la clasificación visual obtenidos en campo. Al cruzar las informaciones, los resultados se han mostrado coherentes, sobretodo en la definición del borde sedimento/vegetación. Sin embargo, a pesar de la eficiencia en la detección de áreas vegetales, se ha verificado un solapamiento de clases en relación a la identificación de especies. De todas las formas las distintas clases obtenidas, presentaran correlación con diferentes niveles de densidad de cubierta vegetal.

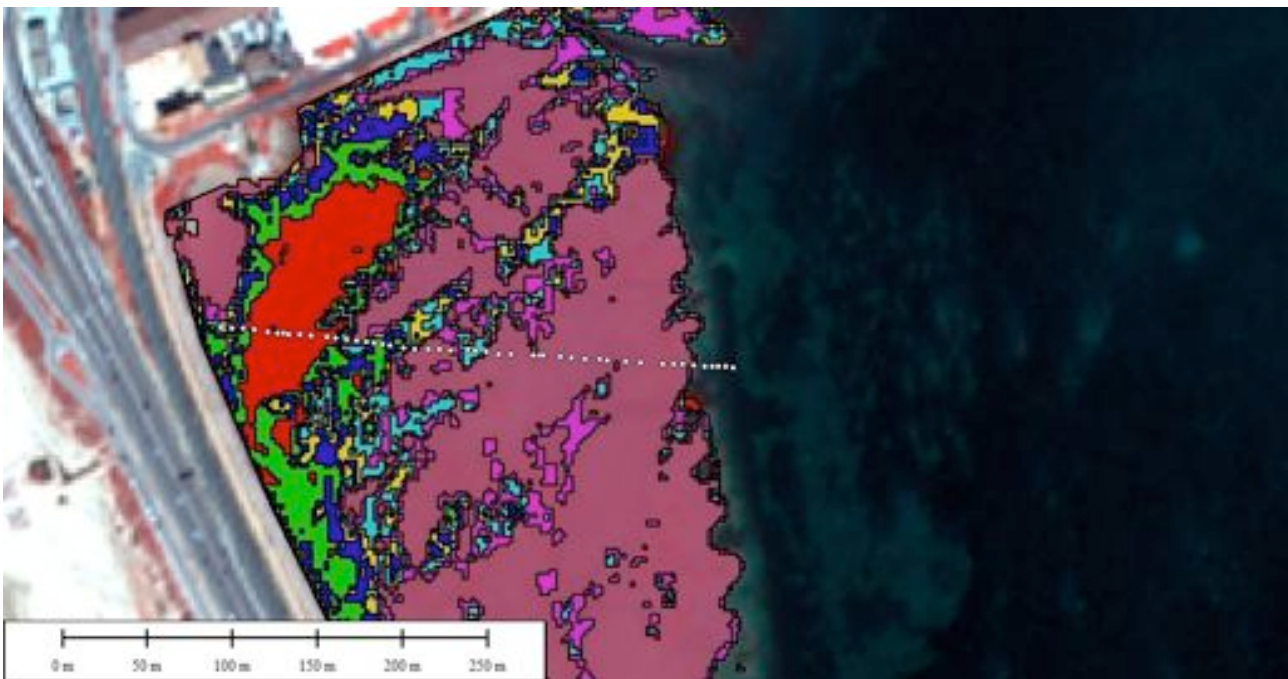


Figura 13b: Perfil de clasificación visual sobre resultado de la clasificación no-supervisada. Cada color representa una clase.

4.2.2 Clasificación supervisada de los hábitats

El método de la clasificación supervisada se refiere al agrupamiento de píxeles en distintas clases bajo la adquisición de muestras de entrenamiento. Es importante que esas muestras sean homogéneamente representativas de las respectivas clases, pero al mismo tiempo incluya su rango de la variabilidad.

Una definición eficaz de áreas de entrenamiento, supone una etapa fundamental para la ejecución de una clasificación fiable. Sin embargo, si hay una variabilidad alta dentro de

una clase, la selección de áreas de entrenamiento puede ser muy laboriosa hasta que se obtenga la representatividad necesaria.

Una vez seleccionadas las áreas, sus píxeles en las distintas bandas son extraídos y usados para la definición de una firma espectral. Esta firma pasa a ser la representación estadística de una clase específica y será usada posteriormente en las reglas de decisión de la clasificación supervisada.

Existen diferentes técnicas de clasificación supervisada. El software ENVI 4.2 nos da la opción de elegir 6 métodos distintos: *Maximum Likelihood*, *Parallelepiped*, *Minimum Distance*, *Mahalanobis Distance*, *Spectral Angle Mapper (SAM)*, y *Binary Encoding*.

Para ejecutar la clasificación supervisada de la zona intermareal se ha utilizado la técnica *Maximum Likelihood*. Este método de clasificación asume que la estadística para cada clase en cada banda posee una distribución normal y calcula la probabilidad de un determinado píxel de pertenecer a una clase específica.

La clasificación se realizó tras la selección de regiones en la imagen (grupos de píxeles) correspondientes a cada clase. Para la zona intermareal emergida han sido definidas 4 clases: sedimento desnudo, vegetación de marisma, macroalga y *Zostera noltii*. La selección de dichas clases ha tenido como base tanto las muestras de espectros tomadas en campo como la clasificación visual y el acervo fotográfico elaborados a lo largo de este estudio.

Aunque se haya utilizado estos recursos en la distinción las clases, estas están sujetas a diferentes grados de separabilidad. Así, un posible solapamiento de clases puede deberse a errores cometidos por el usuario en la selección de los grupos de píxeles o mismo por la similitud espectral presentada por algunas de las clases definidas. Para evaluar el resultado de la elección de las regiones para cada clase, se ha utilizado un visualizador n-dimensional (Figura 14). Este recurso nos permite verificar la eficiencia de la clasificación. En dicho visualizador, cada conjunto de puntos de mismo color corresponde a una clase y mientras más alejados estén estos conjuntos de puntos, más eficiente será la clasificación.

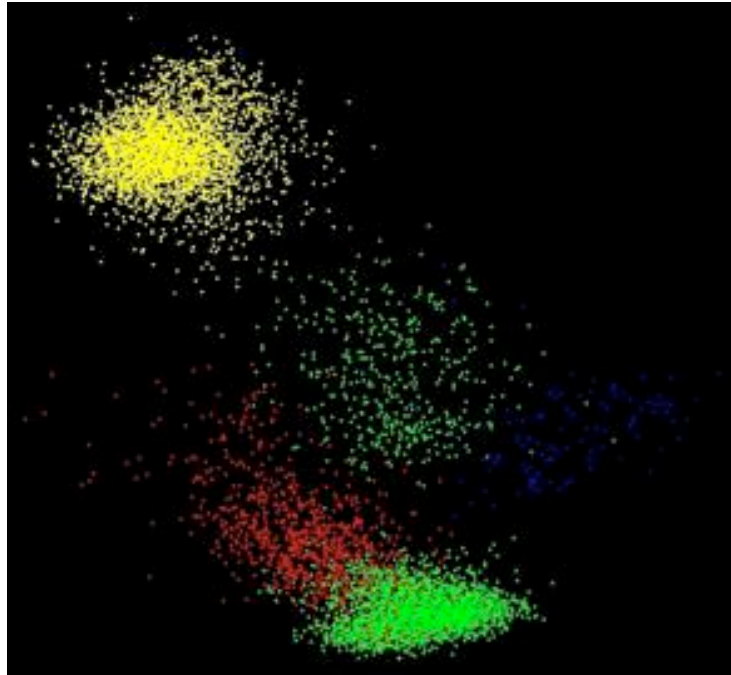


Figura 14. Visualizador n-dimensional representando el grado de separabilidad de clases para la imagen de 2007: sedimento desnudo (amarillo), macroalga (azul), vegetación de marisma (rojo) y *Z. noltii* (verde)

En este caso los menores grados de separabilidad han sido verificados entre las clases *Zostera noltii* y vegetación de marisma como nos enseña la figura 14. Estas dos muestras han presentado firmas espectrales semejantes, lo que ha contribuido para un menor grado de separabilidad entre ambas (Figura 15). Ya las clases “sedimento desnudo” y “macroalga” han presentado mayor grado de distinción, sobre todo el primero como se puede observar en la figura 15.

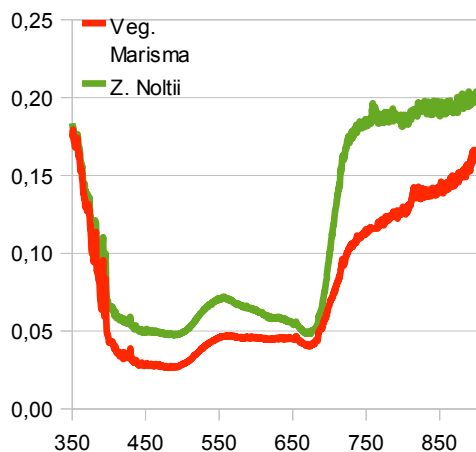


Figura 15. Muestras de espectro y respectivas fotos de vegetación de marisma (rojo) *Z. Noltii* (verde)

Sin embargo, a pesar de algunas similitudes entre las clases, se ha podido generar mapas de clasificación de las imágenes de 2005 y 2007 con razonable grado de fiabilidad. Esto se ha comprobado, tanto con la clasificación visual hecha en campo, como con trabajos realizados por la Junta de Andalucía, a través de extensivos muestreos en la bahía (Pérez et al., 1994). Se ha verificado en los mapas de los dos periodos, que las especies se distribuyen según una zonación. La vegetación de marisma suele localizarse en una zona más elevada hacia el exterior de la bahía, seguida de una zona de sedimento desnudo (la cual puede ser ocupada por macroalgas) y luego una zona de menor elevación hacia el interior donde abundan las praderas de fanerógamas (Figuras 16a y 16b).



Figura 16a: Mapa de hábitats 2005

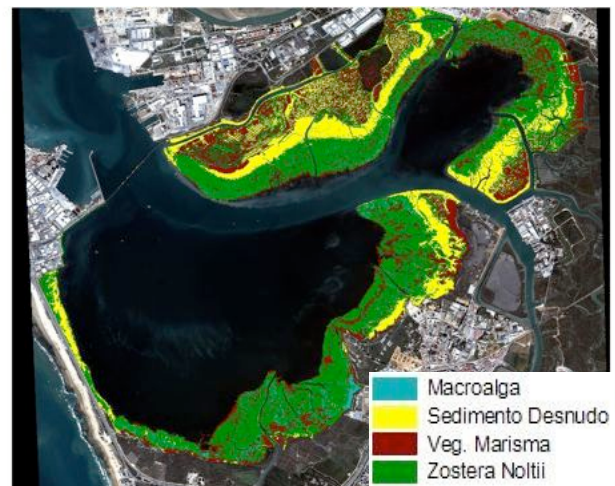


Figura 16b: Mapa de hábitats 2007

El análisis comparativo entre los dos periodos, nos muestra que las distintas especies permanecen relativamente estables en cuanto a su abundancia en la Bahía, a excepción de las macroalgas que cubrían un área dos veces mayor en el año de 2005 en relación al año 2007 (tabla 2). Verificamos también que las especies radiculares han ocupado un 55 y un 65% para los años 2005 y 2007 respectivamente.

Así como los análisis comparativos realizados con los mapas NDVI, para la evaluación de las variaciones temporales se ha utilizado la extensión espacial común a las dos imágenes (es decir, la zona emergida en la imagen 2005).

Clase	2005		2007	
	Área (Ha)	Área (%)	Área (Ha)	Área (%)
Marisma	179,26	16,86	221,57	21,29
Sed. Desnudo	293,52	27,61	235,72	22,65
Z. Noltii	513,72	48,32	551,82	53,02
Macroalga	76,73	7,22	31,62	3,04

Tabla 2: Área ocupada por las distintas clases

4.2.3. Clasificación supervisada de densidad de cubierta de *Zostera noltii*

Una vez seleccionadas las áreas cubiertas por la especie *Zostera Noltii* en la etapa anterior, se ha clasificado el grado de densidad de cubierta de esta, utilizándose el mismo método de clasificación, el *Maximum Likelihood*. Se han definido tres niveles de densidad de cubierta: de 0 a 35%; de 35 a 70% y de 70 a 100%. Para evaluar la fiabilidad de la clasificación, se ha hecho un comparación del resultado con valores de NDVI. Como podemos observar por la pendiente de la línea de tendencia en la figura 18, aunque sean sólo 3 clases, los valores médios de cubierta y los valores de NDVI de en la imagen de 2007 parecen estar fuertemente correlacionados. Un ejemplo de esta correlación puede ser observado en las figuras 17a y 17b, en las cuales vemos las clases de densidad de cubierta y valores de NDVI respectivamente, para una misma área localizada al sureste de la bahía.

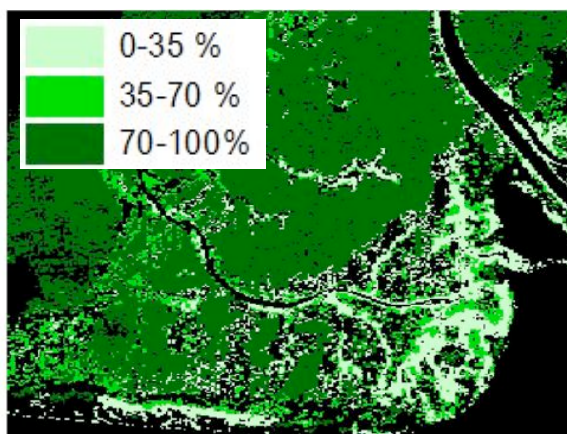


Figura 17a: Ejemplo de clases de densidad de cubierta de *Z. noltii*

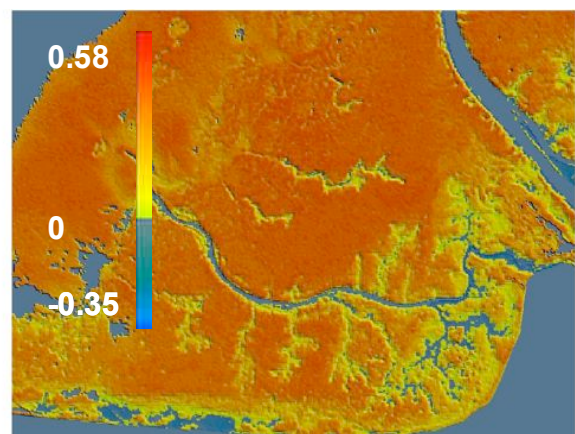


Figura 17b: Ejemplo de valores de NDVI

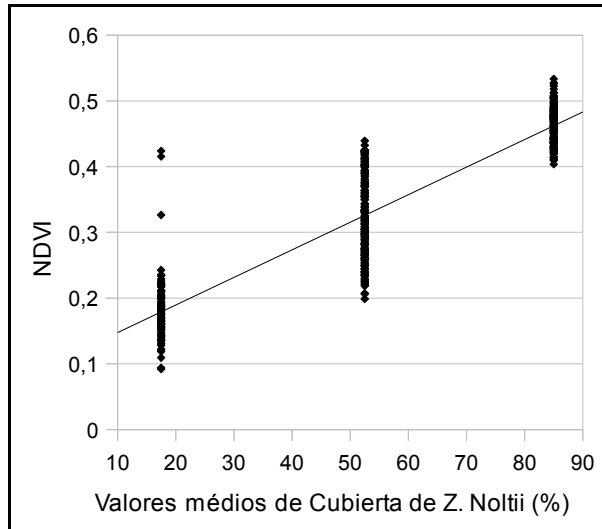


Figura 18: Relación entre valores médios de grado de cubierta de Z. Noltii y NDVI

En relación a la variabilidad temporal, verificamos que en algunas áreas, la densidad de cubierta, parece no cambiar mucho, como es el caso de la región al suroeste de la imagen, donde se ha trazado el perfil 1 en los trabajos de campo. Podemos observar que esta región permanece cubierta con alto grado de densidad (70-100%) en los dos periodos analizados (Figura 19a y 19b). Por otro lado, en valores promediados, otras áreas han presentado variaciones importantes entre los dos períodos. De una manera general, las áreas de densidad de cubierta entre 70 y 100% presentaran valores substancialmente superiores en la imagen de 2007 (Tabla 3).



Figura 19a: Mapa de clases de densidad de Cubierta de Z. Noltii 2005



Figura 19b: Mapa de clases de densidad de Cubierta de Z. Noltii 2007

Densidad cubierta	Área en %	
	2005	2007
0-35	43,36	51,23
35-70	50,85	31,43
70-100	5,79	17,34

Tabla 3: Área en % de las clases de densidad de cubierta de *Z. noltii*

4.2.4. Clasificación supervisada de la zona sumergida 2007

Después de la ejecución de los procedimientos de la corrección de la columna de agua en la imagen de 2007, se ha clasificado la zona sumergida en dicha imagen, también a través del método *Maximum Likelihood*. Aún que sepamos, de la posible existencia de ejemplares de la especie *Z. noltii* sumergidas en el momento de la adquisición de la imagen por razón de la altitud de la misma, hemos considerado que su presencia en esta zona, es substancialmente inferior a de las demás especies, ya que se trata de un organismo que se distribuye básicamente en la zona intermareal. Así, para ejecutar la clasificación de la zona sumergida, se han definido 3 clases: *Cymodocea nodosa*, *Caulerpa prolifera* y sedimento desnudo. Se ha verificado que en el fondo de la bahía, abundan ejemplares de *Caulerpa prolifera*. Las especies de *C. nodosa* se distribuyen en las zonas más abrigadas al noroeste, este y sur de la bahía (Figura 20).

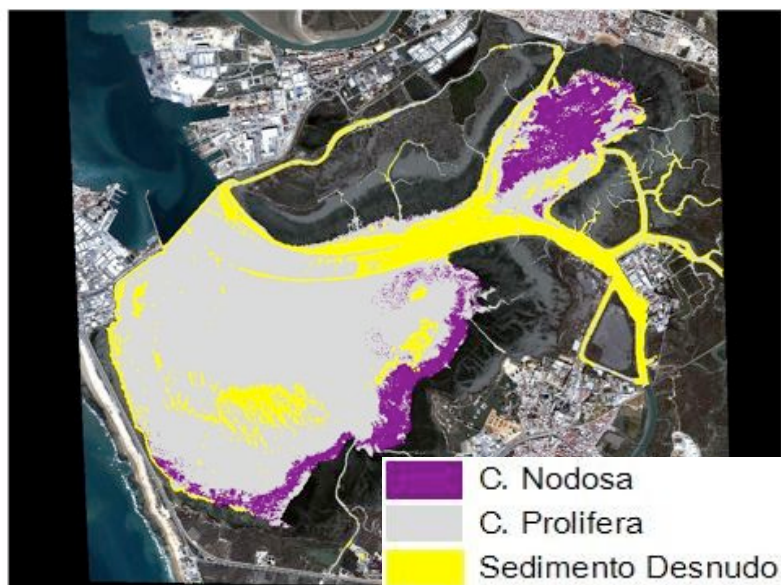


Figura 20: Mapa de clasificación de la zona sumergida 2007

Al ejecutar este método, la zona donde se ubica un canal relativamente profundo en relación al resto de la bahía ha sido clasificada como sedimento desnudo. Esto probablemente haya ocurrido por la cantidad de sedimento en suspensión en el canal, ya que por la altura de la columna de agua allí presente, difícilmente el sensor del satélite Quickbird pueda identificar hábitats del fondo, mismo después de la aplicación del procedimiento de corrección de la columna de agua.



Figura 21: Visualizador n-dimensional de las regiones tomadas en la clasificación de la zona sumergida 2007. *C. Prolifera* (blanco), *C. Nodosa* (morado) y *Sed. desnudo* (naranja)

En términos de área ocupada, vemos que el fondo de la bahía está dominado por algas alóctonas de la especie *C. prolifera* la cual ocupa, según la clasificación ejecutada, más de un 70 % de la zona sumergida (tabla 4).

Ya al analizar la separabilidad de los hábitats, ha sido relativamente fácil la distinción del sedimento desnudo en relación a los demás hábitats como nos muestra el visualizador n-dimensional (figura 21). Lo mismo no ha ocurrido con las especies *C. nodosa* y *C. prolifera*. A partir de las medidas de reflectancia (figura 22) para esas dos especies, vemos que el espectro de ambas, se asemejan considerablemente, tanto en forma como en magnitud, lo que puede haber contribuido a un posible solapamiento en la distinción de las mismas, aunque en grado reducido.

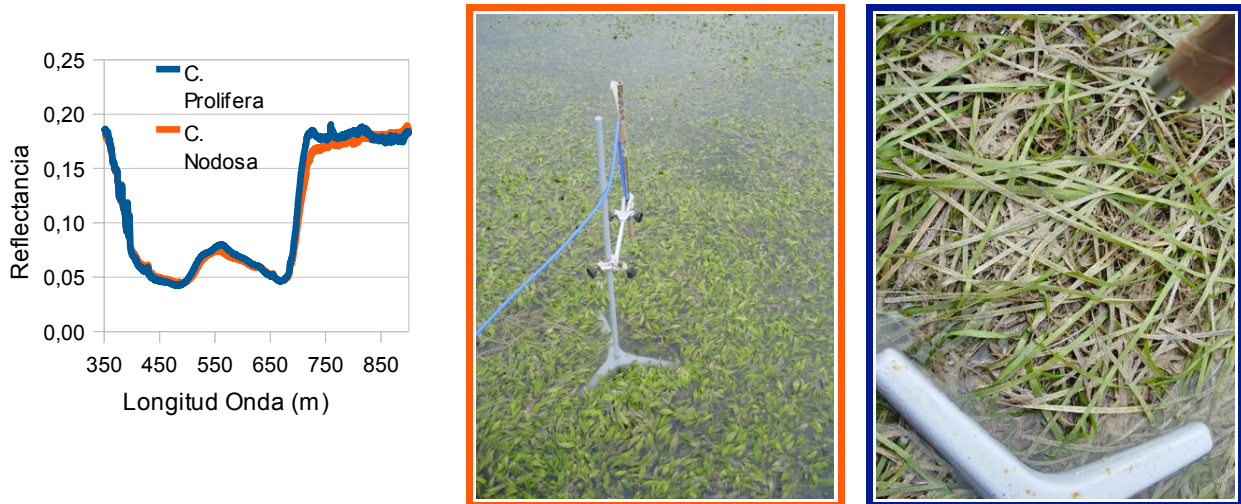


Figura 22: Medidas de reflectancia in situ de las especies C. prolifera y C. Nodosa

Clase	Área (ha)	Área (%)
C. Nodosa	272,4	12,86
C. Prolifera	1553,6	73,35
Sedimento Desnudo	292,1	13,79

Tabla 4: Área ocupada por las distintas clases en la zona sumergida 2007

5. Discusión y conclusiones

Por sus similitudes en la firma espectral, la vegetación de marisma (sobre todo *Spartina maritima*) y fanerógamas de la especie *Z. noltii* han presentado, aunque en pequeñas proporciones, confusiones al ejecutar la clasificación supervisada del método *Maximum Likelihood* en la zona intermareal. La clasificación visual de los hábitats y las tomas de muestra de reflectancia *in situ*, han sido fundamentales en la solución de estos conflictos (los hábitats poseen un color bastante similar)

La elaboración de mapas de NDVI han contribuido de manera importante en la distinción de diferentes clases de densidad de cubierta de la especie *Z. noltii*. Aunque en la imagen de 2005 presentase mayor área cubierta por macroalgas y menor área cubierta por sedimento desnudo, lo que suponía valores más elevados de NDVI, la presencia de una extensión mayor de áreas densamente cubiertas por *Z. noltii* en la imagen de 2007 han contribuido para que esta presentase valores más elevados del índice.

Este índice se ha mostrado eficiente en la identificación de densidades de cubierta vegetal en la zona intermareal.

A pesar de la presencia de sedimento en la columna de agua ha sido posible identificar

los hábitats bentónicos, también en la zona sumergida, tras la corrección de la influencia de la columna de agua. Con eso hemos podido elaborar mapas de distribución de hábitats en la Bahía de Cádiz. Estos han coincidido razonablemente con los mapas realizados por la Junta de Andalucía, a través de extensivos muestreos en la zona (Pérez et. Al., 1990).

En general, la distribución de los hábitats en el intermareal de la Bahía de Cádiz obtenida a partir de las imágenes Quickbird, presentó un patrón característico donde se nota la zonación del sistema. Esta es influenciada por la altura de cada zona y consecuentemente, por como son afectadas por la marea. En este patrón, la vegetación de marisma ocupa zonas más elevadas, alcanzadas por la marea cuando estas presentan elevadas amplitudes en épocas de marea viva. Las zonas de menores altitudes hacia el interior de la Bahía, están dominadas, básicamente por angiospermas marinas de la especie *Z. noltii*. La zona intermedia se encuentra dominada por sedimentos desnudos, aunque haya la presencia también de algunas de *Z. noltii*.

Esta zona se ha mostrado particularmente interesante desde el punto de vista de su dinámica, ya que allí se notó también, la presencia de extensas áreas cubiertas por macroalgas en la imagen de Abril de 2005. La mayor extensión de áreas dominadas por estas macroalgas verificada en esta imagen en relación a la de Octubre de 2007, sugiere que haya una alta oscilación en la presencia de este tipo de organismo en la Bahía.

En el trabajo realizado por Guillemot (1989), este comprobó que esta zona permanecía desnuda en el mes de Octubre, mientras que en Abril estaba cubierta por densas poblaciones de macroalgas. Los periodos citados por este autor, cuadran exactamente con los cuales se han adquiridas las imágenes utilizadas en el estudio presente y presentan el mismo patrón.

Verificamos también a partir de nuestros resultados que las más extensas áreas ocupadas por las algas se localizan en la porción noroeste de la Bahía. Al trabajar en un Sistema de Información Geográfica, hemos podido compatibilizar los resultados obtenidos, con las informaciones cartografiadas ya existentes. De esta manera vimos que las áreas ocupadas por las macroalgas, se localizan próximo a algunos puntos de vertidos de los núcleos urbanos y industrias ubicados alrededor de la Bahía (figura 22) .Según Pérez et al. (1990) la abundancia de macroalgas en la Bahía está controlada por las condiciones del medio y aparece en contadas ocasiones, pero en grandes cantidades. Con esto existe la posibilidad de que estos ciclos estén controlados también por la cantidad de nutrientes aportados por estos puntos de vertidos .



Figura 23: Proximidad entre puntos de vertido y áreas ocupadas por macroalgas al noroeste de la bahía

Al cuantificar la distribución de los hábitats bentónicos en la Bahía de Cádiz, podemos también cuantificar el papel que estos juegan en el ciclo del carbono. A destacar en este marco las fanerógamas y las marismas. De acuerdo con Nellenann et al. (2009), sus tasas de enterramiento de carbono son de 0.83 para el primero grupo y 1.51 Ton. ha⁻¹.año⁻¹ para el segundo. Aunque haya la necesidad de se trabajar con valores promediados a partir de imágenes a lo largo del periodo de un año, podemos estimar su contribución al enterramiento de carbono, por ejemplo, utilizando los valores de cubierta presentados en la imagen de 2007. Se ha cuantificado la extensión de vegetación de marisma en la bahía en 221,57 ha. Ya la área ocupada por las fanerógamas marinas sumándose las especies *Z. noltii* y *C. nodosa* ha sido de 826,02, con lo cual tenemos que las especies de vegetación de marisma y fanerógamas marinas han participado en el enterramiento de carbono en el año de 2007 con 334,57 y 685,6 Ton., respectivamente.

De todas las maneras cabe destacar que en este estudio se ha trabajado con las imágenes de dos fechas. Esto claramente no es suficiente para comprender el comportamiento y las variaciones en tiempo y espacio de un sistema tan complejo y dinámico como es la Bahía de Cádiz. Una mejora substancial en la precisión de los análisis se daría con la utilización de un número de imágenes suficientes para evaluar las variaciones estacionales en región.

Una otra alternativa para incrementar la precisión en la identificación de hábitats costeros es la compatibilización de datos de radares de apertura sintética (*Synthetic Aperture Radar* - SAR). Los sistemas SAR, son sistemas activos de microondas trabajan en la zona de microondas del espectro electromagnético. Actualmente existe un gran numero de datos SAR disponibles, entretanto su aplicación en zonas costeras todavía está en vías de desarrollo (Souza, 2005). El creciente aumento en la resolución espacial

de los mismos, puede contribuir en el cambio de este cuadro

Este tipo de dato, se destaca por su capacidad de identificar tanto la forma geométrica de los cuerpos en superficie y grado de humedad, como la rugosidad de los mismos. Esto tiene especial interés en la identificación de hábitats y de tipos de sustratos. Sin embargo, una de las principales ventajas de estos sistemas es su propiedad de no depender de las condiciones atmosféricas, como es el caso de los sensores ópticos. Esto se debe al hecho de que la radiación de microondas puede ser transmitida a través de las nubes. Eso nos abre la posibilidad de una mejor adecuación entre los datos de los sensores remotos y las medidas *in situ*, ya que permite planear los trabajos de campo con las fechas exactas de la adquisición de la imagen, independientemente de las condiciones atmosféricas.

Aunque se haya podido llevar a cabo la clasificación de las imágenes compatibilizando las medidas de reflectancia *in situ* a través de espectrometro de alta resolución con imágenes multi-espectrales, estas poseen un número limitado de bandas espectrales. Aunque todavía posean coste elevado, se podría mejorar esta compatibilidad tras la utilización de sensores hiperespectrales aerotransportados ampliando la capacidad de identificación de hábitats costeros. Estos se convierten en otra alternativa para ampliar nuestra capacidad de análisis.

Con relación a la influencia de la columna de agua en la reflectancia de los hábitats, todavía hay mucho campo desarrollarse, sobre todo en regiones tan complejas desde este punto de vista, como es la Bahía de Cádiz. La mayor parte de la literatura sobre el tema, describe este tipo de metodología para aguas tropicales con alto grado de transparencia, lo que definitivamente no es nuestro caso. Así, debemos pensar en otras alternativas en este sentido como la incorporación de índices de turbidez en la metodología. El incremento de la resolución espacial del modelo digital de elevación, en el sentido de que se adecue los datos facilitados por los sensores remotos, también supondría una substancial mejora en la calidad del trabajo realizado.

De todas las maneras, en este trabajo se ha podido identificar y cuantificar variaciones en la distribución de los hábitats bentónicos en la Bahía de Cádiz. Por permitir la extrapolación de las informaciones obtenidas en campo a la totalidad de la región con relativo bajo coste y tiempo de trabajo reducido, la teledetección se ha mostrado una importante herramienta en la comprensión de la dinámica espacial y temporal de estos hábitats en la área de estudio.

Agradecimientos

Agradecemos a Haris Plomaritis y a Javier Benavente, del Departamento de Ciencias de la Tierra de la Universidad de Cádiz, por la ayuda con el dGPS en los trabajos de campo, a los voluntarios del grupo FAMAR y a la Consejería de Medio Ambiente por las informaciones facilitadas. La presente tesis de máster se ha realizado en el seno del grupo de investigación EDEA (Estructura y Dinámica de Ecosistemas Acuáticos, RNM 214) del área de Ecología, perteneciente al Departamento de Biología de la Universidad de Cádiz. Esta investigación ha sido financiada por el proyecto de excelencia **FUNDIV** (P07-RNM- 2516)", cofinanciando por la Junta de Andalucía y la Unión Europea (Fondos FEDER), y el proyecto nacional **EVAMARIA** (CTM 2005-00395), cofinanciado por el Ministerio de Ciencia y Tecnología y la Unión Europea (fondos FEDER).

Referencias

Alvarez O, Tejedor B & Tejedor L. (1997) Simulación hidrodinámica en el área de la bahía de Cádiz. Análisis de los constituyentes principales. IV Jornadas Españolas de Ingeniería de Puertos y Costas 98: 125 – 136.

Carlson TN & Rizley DA (1997) On the Relation between NDVI, Fractional Vegetation Cover, and Leaf Area Index. Remote Sensing of Environment 62: 241 – 252.

CASA DE VELAZQUEZ (1987) Evolución de los paisajes y Ordenación del Territorio en Andalucía Occidental. Bahía de Cádiz y Casa de Velázquez, Cádiz.

Chust G. et al. (2008) Coastal and estuarine habitat mapping, using LIDAR height and intensity and multi-spectral imagery. Estuarine, Coastal and Shelf Science 78: 633 – 643.

Dogan OK, Akyurek Z & Beklioglu, M. (2009). Identification and mapping of submerged plants in a shallow lake using Quickbird satellite data. Journal of Environmental Management 90: 2138 – 2143.

Digital Globe. QuickBird Image Products. Product Guide. 2009.

Durako, M. J. (2007). Leaf optical properties and photosynthetic leaf absorptances in several Australian seagrasses. *Aquatic Botany* 87: 83-89.

Fonseca, M. S., W. J. Kenworthy, B. E. Julius, S. Shutler, & S. Fluke. 2002. Seagrasses. In: PEROW, M.R., andt DAVY, A.J. (eds.), *Handbook of Ecological Restoration*. Cambridge, UK: Cambridge University Press, pp. 149-770.

Goetz, S. J., Gardiner, N. & Viers, J.H. (2008). Monitoring freshwater, estuarine and near-shore benthic ecosystems with multi-sensor remote sensing: An introduction to the special issue. *Remote Sensing of Environment*, 112: 3993-3995.

Green, E. P., & Short, F. T. (2002). *World atlas of seagrasses*. Berkeley: University of California Press.

Hemminga, M. A., & Duarte, C. M. (2000). *Seagrass ecology*. New York: Cambridge University Press.

Jiang, Z. et al. (2006). Analysis of NDVI and scaled difference vegetation index retrievals of vegetation fraction. *Remote Sensing and Environment*, 101: 366-378.

Kutser, T., Vahtmäe, E. & Martin, G. (2006). Assessing suitability of multispectral satellites for mapping benthic macroalgal cover in turbid coastal waters by means of model simulations. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67: 521-529.

Larkum, A. W. D., Orth, R., & Duarte, C. M. (2006). *Seagrasses: Biology, ecology and conservation*. Springer: Dordrecht.

Lourenço, R. W. & Landim, P. M. B. (2004). Estudo da variabilidade do “índice de vegetação por diferença normalizada/NDVI” utilizando krigagem indicativa. *HOLOS Environment*, 4: 38-55.

Lyzenga, D. R., Malinas, N. P. & Tanis, F. J. (2006). Multispectral Bathymetry Using a Simple Physically Based Algorithm. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, vol. 44, 8: 2251-2259.

Madden, C. J. et al. (2009). Ecological indicators for assessing and communicating seagrass status and trends in Florida Bay. *Ecological Indicators*, 95: S68-S82.

Moran, M. S., et al. (2001). A refined empirical line approach for reflectance factor retrieval from Landsat-5 TM and Landsat-7 ETM+. *Remote Sensing of Environment*, 78: 71-82.

Morris, E. P. et al. (2008). Interaction between hydrodynamics and seagrass canopy structure: Spatially explicit effects on ammonium uptake rates. *American Society of Limnology and Oceanography*, 53 (4): 1531-1539.

McKenzie, L. J., Finkbeiner, M. A., & Kirkman, H. (2001). In F. T. Short, & R. G. Coles (Eds.), *Seagrass mapping methods. Global seagrass research methods* (pp. 101-122). Amsterdam: Elsevier.

Nellemann, C., Corcoran, E., Duarte, C. M., Valdés, L., DeYoung, C., Fonseca, L., Grimsditch, G. (Eds), (2009). *Blue Carbon. A Rapid Response Assessment*. United Nations Environment Programme, GRID-Arendal, www.grida.no.

Olivé, I. et al. (2007). Effects of light and biomass partitioning on growth, photosynthesis and carbohydrate content of the seagrass *Zostera noltii* Hornem. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 345: 90-100.

Peralta, G., et al. (2002). Effects of light availability on growth, architecture and nutrient content of the seagrass *Zostera noltii* Hornem. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 269: 9-26.

Peralta, G., et al. (2008). Consequences of shoot density and stiffness for ecosystem engineering by benthic macrophytes in flow dominated areas: a hydrodynamic flume study. *Marine Ecology Progress Series*, 368: 103-115.

Phinn, S., Dekker, A., Brando, V., & Roelfsema, C. (2005). Mapping water quality and substrate cover in optically complex coastal and reef waters: An integrated approach. *Marine Pollution Bulletin*, 51, 459-469.

Phinn, S. et al. (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 Sensing of Environment*, 112: 3413-3425.

Purkis, S. J. & Pasterkamp, R. (2004). Integrating in situ reef-top reflectance spectra with Landsat TM imagery to aid shallow-tropical benthic habitat mapping. *Coral Reefs*, 23: 5-20.

QuickBird Imagery Products - Product Guide, 2009. Digital Globe, 76p.

Rey, L. A. M.(s/d). El Parque natural de la Bahía de Cádiz. Singularidad y Pervivencia de un Espacio Protegido. *Cuadernos de Geografía*.

Riegl, B. M. & Purkis, S. J. (2005). Detection of shallow subtidal corals from IKONOS satellite and QTC View (50, 200 kHz) single-beam sonar data (Arabian Gulf; Dubai, UAE). *Remote Sensing of Environment*, 95: 96 - 114.

Rueda, J.L. & Salas, C. (2003). Seasonal variation of a molluscan assemblage living in a *Caulerpa prolifera* meadow within the inner Bay of Cadiz (SW Spain). *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* 57: 909-918.

Santi, E. et al. (2001). Soil moisture maps from ENVISAT ASAR images in both flat and mountainous areas. EC project FloodMan (EVK1- 2001-00237), the Italian Space Agency (ASI), and the ESA ENVISAT program, pp. 392-395.

Silvestri, S., Marani, M. & Marani, A. (2003). Hyperspectral remote sensing of salt marsh vegetation, morphology and soil topography. *Physics and Chemistry of the Earth*, 28: 15-25.

Souza, R. B. (2005). *Oceanografia por Satélites*. Oficina de Textos. Sao Paulo.

Schmidt, K.S. & Skidmore, A.K. (2003). Spectral discrimination of vegetation types in a coastal wetland. *Remote Sensing of Environment*, 85: 92 - 108.

Turner, W. et al. (2003). Remote sensing for biodiversity science and conservation. *TRENDS in Ecology and Evolution*, vol. 18, 6: 306-314.

Wabnitz et al. (2008). Regional-scale seagrass habitat mapping in the Wider Caribbean region using Landsat sensors: Applications to conservation and ecology. *Remote Sensing of Environment*, 112: 3455-3467.

Wang, C. et al. (2007). Mapping mixed vegetation communities in salt marshes using airborne spectral data. *Remote Sensing of Environment*, 107: 559 - 570.

Wikum, D. A. & Shanholtzer, G. F. (1978). Application on the Braun-Blanquet Cover-Abundance Scale for Vegetation Analysis in Land Development Studies. *Environmental Management*, vol. 2, 4: 323-329.

Wu, J., Wang, D. & Bauer, M. E. (2005). Image-based atmospheric correction of QuickBird imagery of Minnesota cropland. *Remote Sensing of Environment*, 99: 315 - 325.

Yuan, L. & Zhang, L. (2008). Mapping large-scale distribution of submerged aquatic vegetation coverage using remote sensing. *Ecological Informatics*, 3: 245-251.

Zomer, R. J., Trabucco, A. & Ustin, S. L. (2009). Building spectral libraries for wetlands land cover classification and hyperspectral remote sensing. *Journal of Environmental Management*, 90: 2170-2177.

Freitas R., Rodrigues A. M., Morris E. P., Perez-Llorens J. L. and Quintino V. (2008). Single-beam acoustic ground discrimination of shallow water habitats: 50 kHz or 200 kHz frequency survey? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 78(4): 613-622