

**Universidad Politécnica de Valencia**

Departamento de Ingeniería Cartográfica, Geodesia y Fotogrametría



**UNIVERSITAT  
POLITÈCNICA  
DE VALÈNCIA**

**DESARROLLO DE LÍNEAS PRIORITARIAS DE INVESTIGACIÓN  
DEL HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO 1120\* Praderas de Posidonia  
(*Posidonium oceanicae*) EN ESPACIOS MARINOS PROTEGIDOS DE LA  
COMUNIDAD VALENCIANA**

**TESIS DOCTORAL**

PRESENTADA POR:

Ángel Manuel Enguix Egea

DIRIGIDA POR:

Dr. D. Israel Quintanilla García

VALENCIA, ENERO 2016



*“Latet anguis in herba”*

(Virgilio)

A todos los Enguix, que fueron, son y serán y a sus parejas, que los aguantaron, aguantan y aguantarán.



## **AGRADECIMIENTOS**

Mi agradecimiento a Israel, mi director de tesis, por haberme situado con gran precisión en ella.

Mi agradecimiento a Paco, por su gran altura de miras.

Mi agradecimiento a Javi, Jesús, Vicent y Zafi (¡equipazo!) por haber trabajado en profundidad.

Y como no, mi agradecimiento a todos los que de una forma u otra han participado de este trabajo.



## RESUMEN

Las praderas de *Posidonia oceanica* son un importante ecosistema endémico del mar mediterráneo y para su protección ha sido incluido como hábitat prioritario en la Directiva de Hábitats de la Unión Europea.

De las líneas prioritarias de investigación propuestas por el Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, para la conservación del hábitat de interés comunitario 1120\* Praderas de Posidonia (*Posidonia oceanica*) en España, en algunos de los espacios marinos protegido creados y gestionado por la Generalitat Valenciana, se han desarrollado las siguientes:

En la línea de “Cartografiado y catalogación del tipo de hábitat 1120\*”, se ha definido un método de caracterización de fondos marinos mediante un procedimiento de clasificación automática, a partir de las sonomágenes proporcionadas por el Sonar de Barrido Lateral, basado en técnicas de análisis de texturas.

También se incorporaron imágenes satelitales Quickbird al análisis, con las que se pueden realizar bionomías en zonas someras que se escapan a la prospección realizada con Sonar de Barrido Lateral.

Nuestro último aporte al cartografiado y catalogación de praderas de Posidonia, es la realización de una nueva bionomía marina de la Reserva Marina Natural del cabo de San Antonio, utilizando imágenes del satélite Landsat 8 del año 2013, definido una metodología que nos permite identificar los límites de las praderas de Posidonia, en cualquier zona, en cualquier profundidad, en cualquier tiempo, con el tratamiento automatizado de la información y con un coste contenido.

En la línea de “Efecto de las especies invasoras”, se ha documentado la dispersión, el desarrollo y como interacciona con las praderas de Posidonia, la invasora *Caulerpa racemosa*, en la Reserva Natural Marina de Irta, la Reserva Marina Natural del Cabo de San Antonio y en el Parque Natural de Serra Gelada y su entorno litoral, durante el año 2011. Detectando que en las áreas de estudio situadas en la costa de Alicante, se puede apreciar grandes superficies colonizadas por esta alga invasora y constatándose la ausencia de la misma en la Reserva Natural Marina de Irta, la única situada al norte del puerto de Castellón, lugar donde se citó por primera vez, en 1999, el alga objeto de estudio en la Comunidad Valenciana.

En cuanto a la interacción con las praderas de *Posidonia* vemos, que en praderas con buen estado de conservación no se detecta la presencia de *Caulerpa racemosa*, encontrándose, en cambio, que en praderas fragmentadas, con bajas densidades y parches, a causa de impactos antrópicos, la colonización del alga invasora es alta.

En la línea de “Efectos del cambio climático en el hábitat prioritario praderas de *Posidonia oceanica*”, se han realizado censos de individuos de *Pinna nobilis*, a la par que se ha evaluado el estado de conservación de las praderas de *Posidonia oceanica* e instalado sensores de temperatura, en las zonas de censo para el año 2012, en los tres espacios naturales protegidos costero-litorales del caso anterior. Con lo que si se repite el estudio a lo largo del tiempo, será podrá analizar los posibles cambios producidos en la estructura de la pradera de *Posidonia oceanica* y en la dinámica poblacional de *Pinna nobilis* y en qué medida son atribuibles a un cambio de temperatura del agua en la zona de estudio.

En el estudio se ha constatado que en las praderas de *Posidonia* con buen estado de conservación se encuentran especies bioindicadoras como la *Pinna nobilis* y en praderas en regresión, no se encuentran especímenes vivos de la misma.

Por último, en la línea “Desarrollo y validación de indicadores de estado de conservación, estructura y función del tipo de hábitat 1120\*” se ha realizado el seguimiento del hábitat prioritario, praderas de *Posidonia*, mediante muestreo y posterior análisis de indicadores básicos como son la densidad de plantas (haces) por metro cuadrado y porcentaje de cobertura vegetal que coloniza el fondo marino. El seguimiento se realizó en los años del 2009 al 2013, en el lugar denominado “Cala del Pope” del Cabo de San Antonio, en las zonas adyacentes a los sistemas de fondeo “ecológicos”, instalados en la zona el año 2006 y que ha permitido monitorizar y evaluar en el tiempo, la evolución de la pradera y detectar un impacto positivo, derivado de la utilización e instalación de los mismos.

También y después de haberlos estudiado, concluimos que el seguimiento de especies indicadoras como *Pinna nobilis* y la presencia o ausencia de especies invasoras como *Caulerpa racemosa* son indicadores complementarios del buen o mal estado de salud de las praderas de *Posidonia oceanica*.

## RESUM

Els herbiers de *Posidonia oceanica* són un important ecosistema endèmic del mar mediterrani i per a la seua protecció ha sigut inclòs com a hàbitat prioritari en la Directiva d'Hàbitats de la Unió Europea.

De les línies prioritàries d'investigació proposades per el Ministeri de Medi Ambient, i Medi Rural i Marí, per a la conservació de l'hàbitat d'interés comunitari 1120\* Herbiers de Posidonia (*Posidonia oceanica*) a Espanya, en alguns dels espais marins protegit creats i gestionat per la Generalitat Valenciana, s'han desenrotllat les següents:

En la línia de “Cartografiat i catalogació del tipus d'hàbitat 1120\*”, s'ha definit un mètode de caracterització de fons marins per mitjà d'un procediment de classificació automàtica, a partir de les sonar-imatges proporcionades pel *Sonar de Barrido Lateral*, basat en tècniques d'anàlisi de textures.

També es van incorporar imatges satel·litàries Quickbird a l'anàlisi, amb les que es poden realitzar bionomíes en zones de poca profunditat que s'escapen a la prospecció realitzada amb *Sonar de Barrido Lateral*.

La nostra última aportació al cartografiat i catalogació de herbiers de Posidonia, és la realització d'una nova bionomia marina de la Reserva Marina Natural del cap de Sant Antoni, utilitzant imatges del satèl·lit Landsat 8 de l'any 2013, definit una metodologia que ens permet identificar els límits de les herbiers de Posidonia, en qualsevol zona, en qualsevol profunditat, en qualsevol temps, amb el tractament automatitzat de la informació i amb un cost contingut.

En la línia “d'Efecte de les espècies invasores”, s'ha documentat la dispersió, el desenrotllament i com interacciona amb les herbiers de Posidonia, la invasora *Caulerpa racemosa*, en la Reserva Natural Marina d'Irta, la Reserva Marina Natural del Cap de Sant Antoni i en el parc Natural de Serra Gelada i el seu entorn litoral, durant l'any 2011. Detectant que en les àrees d'estudi situades en la costa d'Alacant, es pot apreciar grans superfícies colonitzades per esta alga invasora i constatant-se l'absència de la mateixa en la Reserva Natural Marina d'Irta, l'única situada al nord del port de Castelló, lloc on es va citar per primera vegada, en 1999, l'alga objecte d'estudi a la Comunitat Valenciana.

Quant a la interacció amb les herbers de *Posidonia* veiem, que en herbers amb bon estat de conservació no es detecta la presència de *Caulerpa racemosa*, trobant-se, en canvi, que en herbers fragmentades, amb baixes densitats i pegats, a causa d'impactes antròpics, la colonització de l'alga invasora és alta.

En la línia “d'Efectes del canvi climàtic en l'hàbitat prioritari herbers de *Posidonia oceanica*”, s'han realitzat censos d'individus de *Pinna nobilis*, al mateix temps que s'ha avaluat l'estat de conservació de les herbers de *Posidonia oceanica* i instal·lat sensors de temperatura, en les zones de cens a l'any 2012, en els tres espais naturals protegits costaner-litorals del cas anterior. Amb el que si es repetix l'estudi al llarg del temps, serà poder analitzar els possibles canvis produïts en l'estructura dels herbers de *Posidonia oceanica* i en la dinàmica poblacional de *Pinna nobilis* i en quina mesura són atribuïbles a un canvi de temperatura de l'aigua en la zona d'estudi.

En l'estudi s'ha constatat que en els herbers de *Posidonia* amb bon estat de conservació es troben espècies bioindicadores com la *Pinna nobilis* i en herbers en regressió, no trobant espècimens vius de la mateixa.

Finalment, en la línia “Desenrotllament i validació d'indicadors d'estat de conservació, estructura i funció del tipus d'hàbitat 1120\*” s'ha realitzat el seguiment de l'hàbitat prioritari, herbers de *Posidonia*, per mitjà de mostreig i posterior anàlisi d'indicadors bàsics com són la densitat de plantes (feixos) per metre quadrat i percentatge de cobertura vegetal que colonitza el fons marí. El seguiment es va realitzar en els anys del 2009 al 2013, en el lloc denominat “*Cala del Pope*” del Cap de Sant Antoni, en les zones adjacents als sistemes d'ancoratge “ecològics”, instal·lats en la zona l'any 2006 i que ha permès monitoritzar i avaluar en el temps, l'evolució de la praderia i detectar un impacte positiu, derivat de la utilització i instal·lació dels mateixos.

També i després d'haver-los estudiat, concloem que el seguiment d'espècies indicadores com *Pinna nobilis* i la presència o absència d'espècies invasores com *Caulerpa racemosa* són indicadors complementaris del bon o mal estat de salut dels herbers de *Posidonia oceanica*.

## **ABSTRACT**

The seagrass *Posidonia oceanica* is an important ecosystem endemic in the Mediterranean Sea and for their rightful protection they have been included as priority habitat in the European Union habitats directive.

From the priority lines of investigation proposed by the Ministry of Environment, Rural and Marine care for the conversation of the habitat of communal interest 1120\*. In regards to the seagrass *Posidonia (Posidonion oceanicae)* in Spain, in some of the protected marine spaces and managed by the *Generalitat Valenciana*, the following have been developed:

In line with “mapping and cataloging of the habitat type 1120\*” a method to characterize the marine seabed has been defined, by a procedure of automatic classification from sonar images obtained by the Side Scan Sonar, based on texture analysis techniques.

Images from Quickbird satellites were also incorporated so analysis can be made of in shallow areas which escape the prospection performed by the Side Scan Sonar.

Our last contribution to the mapping and cataloging of the seagrass *Posidonia oceanica* is the uncovering of a new marine biome in the Natural Marine Reserve of Cape *San Antonio*. By the usage of images from Landsat 8 satellite from the year 2013, which defined a methodology that allows us to identify the limits of the *Posidonia oceanica*, in any area, at any depth, in any weather, with an automatic information processor within a contained cost.

In line with the “effect of invading species” the dispersion, development and interaction with the *Posidonia oceanica* by the invasive *Caulerpa racemosa* has been documented in the *Irta* Marine Nature Reserve, Natural Marine Reserve of Cape *San Antonio*, the Natural Park *Serra Gelada* and coastal environment during the year 2011. Observing that in the studied areas on the coast of *Alicante* we can find large areas colonized by this invasive seaweed and finding the absence of it in the *Irta* Marine Nature Reserve, the only one situated north of *Castellon* port, where the study of algae was first cited in The Valencian Community back in 1999.

Regarding the interaction with the *Posidonia oceanica*, we can see that in the well conserved seagrasses there is no presence of *Caulerpara cemos*, on the other

hand, in fragmented seagrasses, with low densities and patches due to the anthropogenic impacts, the colonization of the invasive seaweed is high.

In the line “Effects of climate change in the priority habitat of seagrass of *Posidonia oceanica*” census of *Pinna nobilis* was conducted and while evaluating the state of conservation of the *Posidonia oceanica* by installing temperature sensors, in the censused areas by 2012 in the three natural protected coastal and litoral areas previously mentioned. This means that if the study is repeated later in time, it can enable the analysis of possible changes produced in the structure of the seagrass of *Posidonia oceanica* and in the population dynamic of *Pinna nobilis* and to what extent they are attributable to a change of water temperature in the studied area.

The study has found that in oceanic *Posidonia* seagrass, in a good state of conservation, bio indicator species such as *Pinna nobilis* can be found, and where seagrasses are in regression there are not.

Finally, in the line “development and validation of state indicators of the conservation, structure and function of the habitat type 1120\*” a follow-up for the priority habitat *Posidonia* seagrass has been done, by sampling and the analysis of basic indicators like plant density per square meter and percentage of plant coverage colonizing the seabed. The follow-up was done from 2009 to 2013, in a place called “*Cala del Pope*” in the Cape of *San Antonio* in the areas adjacent to mooring “ecological” systems installed in the area in 2006 which have allowed the monitoring and evolution of the seagrass, and detect the positive impact derived by the installation of the mooring system .

After the study we can conclude that the follow-up of the indicated species like *Pinna nobilis* and the presence or absences of invading species like *Caulerpa racemosa* are complementary indicators of the good or bad health of the *Posidonia oceanica*.

**DESARROLLO DE LÍNEAS PRIORITARIAS  
DE INVESTIGACIÓN DEL HÁBITAT DE  
INTERÉS COMUNITARIO 1120\* Praderas  
de Posidonia (*Posidonia oceanica*) EN  
ESPACIOS MARINOS PROTEGIDOS DE LA  
COMUNIDAD VALENCIANA**



**Ángel Manuel Enguix Egea**

**TESIS DOCTORAL**

**Valencia, enero 2016**



## ÍNDICE DE CONTENIDOS

<b>0</b>	<b>DESARROLLO DE LÍNEAS PRIORITARIAS DE INVESTIGACIÓN DEL HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO 1120* PRADERAS DE POSIDONIA (<i>POSIDONION OCEANICAE</i>) EN ESPACIOS MARINOS PROTEGIDOS DE LA COMUNIDAD VALENCIANA .....</b>	<b>1</b>
0.1	INTRODUCCIÓN .....	1
0.1.1	<i>GESTIÓN INTEGRADA DE LAS ZONAS COSTERAS</i> .....	1
0.1.2	<i>GESTIÓN COSTERA</i> .....	2
0.1.3	<i>FANEROGAMAS MARINAS</i> .....	3
0.1.4	<i>POSIDONIA OCEANICA</i> .....	4
0.2	LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN .....	9
	· <i>CARTOGRAFIADO Y CATALOGACIÓN DEL TIPO DE HÁBITAT 1120*</i> .....	10
	· <i>DESARROLLO Y VALIDACIÓN DE INDICADORES DE ESTADO DE CONSERVACIÓN, ESTRUCTURA Y FUNCIÓN DEL TIPO DE HÁBITAT 1120*</i> .....	10
	· <i>PERSPECTIVAS DEL EFECTO DEL CALENTAMIENTO GLOBAL EN LAS PRADERAS DE P. oceanica</i> . 10	
	· <i>EFECTO DE LAS ESPECIES INVASORAS</i> .....	10
0.3	OBJETIVOS.....	10
0.4	TRABAJOS DE INVESTIGACIÓN QUE COMPRENDE LA TESIS DOCTORAL.....	10
	· <i>CARACTERIZACIÓN DE FONDOS MARINOS MEDIANTE UN MÉTODO DE CLASIFICACIÓN AUTOMÁTICA DE IMÁGENES SONAR</i> .....	11
	· <i>CARACTERIZACIÓN DE FONDOS SOMEROS MEDIANTE IMÁGENES DE SATÉLITE COMO QUICKBIRD, LANDSAT ETM+ Y ORTOFOTOS</i> .....	11
	· <i>INVASORAS MARINAS: SEGUIMIENTO DE <i>Caulerpa racemosa</i> EN ESPACIOS NATURALES PROTEGIDOS DE LA COMUNIDAD VALENCIANA</i> .....	11
	· <i>ESTUDIO DE ESPECIES BIOINDICADORAS PARA LA CARACTERIZACIÓN DE LAS PRADERAS DE POSIDONIA EN ESPACIOS NATURALES MARINOS PROTEGIDOS DE LA COMUNIDAD VALENCIANA: <i>Pinna nobilis</i></i> .....	11
	· <i>INDICADORES DE ESTADO DE CONSERVACIÓN, ESTRUCTURA Y FUNCIÓN DEL HÁBITAT 1120* Praderas de Posidonia (<i>Posidonium oceanicae</i>) en la Cala del Pope</i> .....	11
0.4.6	<i>DEFINICIÓN METODOLÓGICA DE LA CARACTERIZACIÓN DE LAS PRADERAS DE Posidonia oceanica A PARTIR DE IMÁGENES DE SATÉLITE</i> .....	11
0.5	TRABAJOS TÉCNICOS REALIZADOS EN LOS QUE SE FUNDAMENTA LA TESIS DOCTORAL	12
0.6	LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN Y PUBLICACIONES RELACIONADAS POR TEMÁTICA .....	14

0.6.1	PUBLICACIONES CARTOGRAFIADO Y CATALOGACIÓN DEL TIPO DE HÁBITAT 1120*.	14
0.6.2	PUBLICACIONES DESARROLLO Y VALIDACIÓN DE INDICADORES DE ESTADO DE CONSERVACIÓN, ESTRUCTURA Y FUNCIÓN DEL TIPO DE HÁBITAT 1120*.....	15
0.6.3	PUBLICACIONES PERSPECTIVAS DEL EFECTO DEL CALENTAMIENTO GLOBAL EN LAS PRADERAS DE <i>P. oceanica</i> .....	16
0.6.4	Publicaciones efecto de las especies invasoras.....	16
0.7	CORRELACIÓN LINEAS DE INVESTIGACIÓN Y TRABAJOS REALIZADOS.....	17
0.7.1	TRABAJOS DE CARTOGRAFIADO Y CATALOGACIÓN DEL TIPO DE HÁBITAT 1120*.....	17
0.7.2	TRABAJOS DE DESARROLLO Y VALIDACIÓN DE INDICADORES DE ESTADO DE CONSERVACIÓN, ESTRUCTURA Y FUNCIÓN DEL TIPO DE HÁBITAT 1120*.....	21
0.7.3	TRABAJOS RELACIONADOS CON PERSPECTIVAS DEL EFECTO DEL CALENTAMIENTO GLOBAL EN LAS PRADERAS DE POSIDONIA OCEANICA.....	23
0.7.4	TRABAJOS RELACIONADOS CON EL EFECTO DE LAS ESPECIES INVASORAS.....	24
<b>1</b>	<b>RACTERIZACIÓN DE FONDOS MARINOS MEDIANTE UN MÉTODO DE CLASIFICACIÓN AUTOMÁTICA DE IMÁGENES SONAR .....</b>	<b>29</b>
1.1	INTRODUCCION .....	29
1.2	OBJETO.....	29
1.3	MATERIAL Y METODOS .....	29
1.3.1	PREPROCESO: REMUESTREO Y FILTROS .....	31
1.3.2	ANÁLISIS CON TEXTURAS.....	32
1.3.3	CLASIFICACIÓN DE IMÁGENES SONAR CON DEFINIENS PROFESSIONAL 5.0 .....	33
1.4	RESULTADOS.....	49
1.5	DISCUSIÓN .....	53
1.6	CONCLUSIONES.....	55
<b>2</b>	<b>CARACTERIZACIÓN DE FONDOS SOMEROS MEDIANTE IMÁGENES DE SATÉLITE COMO QUICKBIRD, LANDSAT ETM+ Y ORTOFOTOS.....</b>	<b>59</b>
2.1	INTRODUCCIÓN .....	59
2.1.1	Las distintas franjas del espectro óptico .....	59
2.1.2	El agua en el espectro óptico.....	60
2.2	MATERIAL Y METODOS .....	61
2.2.1	ORTOFOTOGRAFÍAS.....	61
2.2.2	QUICKBIRD.....	66
2.2.3	ETM+ de Landsat.....	69
2.3	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	76
2.3.1	COMPARACIÓN DE ORTOFOTOS CON SONAR.....	76

2.3.2	COMPARACIÓN DE QUICKBIRD CON SONAR.....	78
2.3.3	COMPARACIÓN DE ETM+ CON SONAR.....	79
2.4	CONCLUSIONES.....	80
<b>3</b>	<b>INVASORAS MARINAS: SEGUIMIENTO DE CAULERPA RACEMOSA EN ESPACIOS NATURALES PROTEGIDOS DE LA COMUNIDAD VALENCIANA.....</b>	<b>85</b>
3.1	INTRODUCCIÓN .....	85
3.2	OBJETIVOS.....	86
3.3	MATERIAL Y MÉTODOS .....	88
3.3.1	ORIGEN Y BIOLOGÍA DEL ALGA INVASORA <i>Caulerpa racemosa</i> .....	88
3.3.2	ÁREA DE ESTUDIO.....	91
3.3.3	DESCRIPCIÓN Y ESTIMACIÓN DE LA INVASIÓN DE <i>Caulerpa racemosa</i> .....	93
3.3.4	MEDIDA DE COBERTURA ALGAL (% RECUBRIMIENTO) Y ANÁLISIS DE DATOS.....	94
3.4	RESULTADOS.....	96
3.4.1	VARIACIÓN GEOGRÁFICA .....	96
3.4.2	ESTACIONALIDAD .....	99
3.4.3	VARIACIÓN SEGÚN EL TIPO DE SUSTRATO .....	100
3.4.4	VARIACIÓN EN PROFUNDIDAD.....	103
3.5	DISCUSIÓN .....	103
3.6	CONCLUSIONES.....	107
3.7	ANEJO : EFECTOS DE LA INVASIÓN DE <i>CAULERPA RACEMOSA</i> EN LA ESTRUCTURA Y RESILIENCIA (CAPACIDAD DE RESISTENCIA A LA INVASIÓN) EN FONDOS ROCOSOS DEL INFRA LITORAL.....	110
3.7.1	Introducción.....	110
3.7.2	Material y métodos.....	110
3.7.3	Resultados.....	111
<b>0.1</b>	<b>ANEJO FOTOGRÁFICO.....</b>	<b>115</b>
<b>4</b>	<b>ESTUDIO DE ESPECIES BIOINDICADORAS PARA LA CARACTERIZACIÓN DE LAS PRADERAS DE POSIDONIA EN ESPACIOS NATURALES MARINOS PROTEGIDOS DE LA COMUNIDAD VALENCIANA: <i>PINNA NOBILIS</i>.....</b>	<b>125</b>
4.1	INTRODUCCIÓN .....	125
4.2	OBJETIVOS.....	125
4.3	MATERIAL Y MÉTODOS .....	126
4.3.1	ÁREA DE ESTUDIO.....	126
	.....	128
4.3.2	<i>Pinna nobilis</i> : BIOLOGÍA Y HABITATS.....	129
4.3.3	METODOLOGÍA: CENSOS DE <i>Pinna nobilis</i> .....	132
4.3.4	INSTALACIÓN DE SENSORES DE TEMPERATURA .....	134
4.4	RESULTADOS.....	135

4.4.1	ESTACIONES DE MUESTREO DE <i>Posidonia oceanica</i> ESTABLECIDAS EN ZONAS DE MUESTREO DE <i>Pinna nobilis</i> .....	135
4.4.2	TRANSECTOS MUESTREO-REMUESTREO DE <i>Pinna nobilis</i> .....	136
4.4.3	CENSOS EN CÍRCULOS.....	141
4.5	DISCUSIÓN .....	146
4.6	CONCLUSIONES.....	147
4.7	ANEJO FOTOGRÁFICO .....	149
	.....	150
<b>5</b>	<b>INDICADORES DE ESTADO DE CONSERVACIÓN, ESTRUCTURA Y FUNCIÓN DEL HABÍAT 1120* PRADERAS DE POSIDONIA (<i>POSIDONION OCEANICAE</i>) EN LA CALA DEL POPE. ....</b>	<b>159</b>
5.1	ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN .....	159
5.2	INTRODUCCIÓN .....	161
5.3	OBJETIVOS.....	162
5.4	MATERIAL Y MÉTODOS .....	163
5.4.1	ÁREA DE ESTUDIO.....	163
5.4.2	PRADERAS DE <i>Posidonia oceanica</i> : BIOLOGÍA Y CONSERVACIÓN .....	163
5.4.3	METODOLOGÍA: COBERTURA Y DENSIDAD DE <i>Posidonia oceanica</i> .....	165
5.5	RESULTADOS.....	170
5.5.1	COBERTURA DEL SUSTRATO Y DENSIDAD DE HACES DE <i>Posidonia oceanica</i> .....	170
5.6	DISCUSIÓN .....	176
5.7	CONCLUSIONES.....	178
5.8	ANEJO FOTOGRAFICO .....	179
<b>6</b>	<b>DEFINICIÓN METODOLÓGICA DE LA CARACTERIZACIÓN DE LAS PRADERAS DE <i>POSIDONIA OCEANICA</i> A PARTIR DE IMÁGENES DE SATÉLITE .....</b>	<b>189</b>
6.1	INTRODUCCION .....	189
6.2	OBJETO.....	190
6.3	MATERIAL Y METODOS .....	192
6.3.1	ÁMBITO DEL ESTUDIO .....	192
6.3.2	IMÁGENES MULTIESPECTRALES .....	193
6.3.3	CORRECCIÓN RADIOMÉTRICA .....	195
6.3.4	CONVERSIÓN DE RADIANCIA RELATIVA (q) EN RADIANCIA ABSOLUTA (L).....	195
6.3.5	CONVERTIR RADIANCIA ABSOLUTA (L) EN REFLECTIVIDAD APARENTE ( $\rho$ TOA) .	198
6.3.6	CORRECCIÓN ATMOSFÉRICA .....	201
6.3.7	CORRECCIÓN DEL DESTELLO SOLAR (SUN GLINT) .....	206
6.3.8	CORRECCION POR LA ATENUACION DE LA COLUMNA DE AGUA .....	208
6.3.9	CLASIFICACIÓN DE LA IMAGEN.....	213
6.3.10	Generación de la máscara de tierra .....	218

6.3.11	FILTROS MORFOLÓGICOS EN ENVI.....	218
6.4	RESULTADOS.....	219
6.5	DISCUSIÓN .....	220
6.6	CONCLUSIONES.....	221
6.7	ANEJO. IMAGENES Y RESULTADOS.....	223
6.8	ANEJO. SCRIPT CORRECCIÓN DESTELLO SOLAR.....	229
<b>7</b>	<b>DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES .....</b>	<b>235</b>
7.1	DISCUSIÓN LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN.....	235
7.1.1	DISCUSIÓN CARTOGRAFIADO Y CATALOGACIÓN DEL TIPO DE HÁBITAT 1120*.....	235
7.1.2	DISCUSIÓN DESARROLLO Y VALIDACIÓN DE INDICADORES DE ESTADO DE CONSERVACIÓN, ESTRUCTURA Y FUNCIÓN DEL TIPO DE HÁBITAT 1120*.....	237
7.1.3	DISCUSIÓN PERSPECTIVAS DEL EFECTO DEL CALENTAMIENTO GLOBAL EN LAS PRADERAS DE POSIDONIA OCEANICA.....	239
7.1.4	DISCUSIÓN EFECTO DE LAS ESPECIES INVASORAS.....	240
7.2	CONCLUSIONES POR LÍNEA DE INVESTIGACIÓN.....	243
7.2.1	CONCLUSIONES CARTOGRAFIADO Y CATALOGACIÓN DEL TIPO DE HÁBITAT 1120* 243	
7.2.2	CONCLUSIONES DESARROLLO Y VALIDACIÓN DE INDICADORES DE ESTADO DE CONSERVACIÓN, ESTRUCTURA Y FUNCIÓN DEL TIPO DE HÁBITAT 1120*.....	244
7.2.3	CONCLUSIONES DE LA LÍNEA DE INVESTIGACIÓN PERSPECTIVAS DEL EFECTO DEL CALENTAMIENTO GLOBAL EN LAS PRADERAS DE POSIDONIA OCEANICA.....	245
7.2.4	CONCLUSIONES EFECTO DE LAS ESPECIES INVASORAS.....	245
7.3	CONCLUSIONES GENERALES .....	246
<b>8</b>	<b>REFERENCIAS .....</b>	<b>251</b>
8.0	REFERENCIAS MEMORIA GENERAL .....	251
8.1	REFERENCIAS SONAR .....	252
8.2	REFERENCIAS OTROS ANALISIS .....	253
8.3	REFERENCIAS CAULERPA RACEMOSA .....	253
8.4	REFERENCIAS PINNA NOBILIS.....	256
8.5	REFERENCIAS POSIDONIA OCEANICA.....	256
8.6	REFERENCIAS DEFINICIÓN METODOLÓGICA DE LA CARACTERIZACIÓN DE LAS PRADERAS DE POSIDONIA OCEANICA A PARTIR DE IMÁGENES DE SATÉLITE.....	257
8.7	REFERENCIAS TRABAJOS TÉCNICOS REALIZADOS EN LOS QUE SE FUNDAMENTA LA TESIS DOCTORAL	259
<b>9</b>	<b>GLOSARIO.....</b>	<b>261</b>
9.1	MAGNITUDES FÍSICAS .....	261

9.2	MAGNITUDES ADIMENSIONALES .....	261
9.3	DEFINICIONES .....	262
9.3.1	<i>Zonificación del litoral en función de la influencia de las mareas .....</i>	<i>262</i>
9.3.2	<i>Zonificación del fondo marino en función del dominio o ambiente bentónico...</i>	<i>262</i>
9.3.3	<i>Factores que condicionan la distribución de organismos.....</i>	<i>263</i>

## ÍNDICE DE FIGURAS

Fig. 1.1. Ejemplo de salida del programa SonarWeb Pro de la zona de Irta.....	30
Fig. 1.2. Sección de registro afectado por speckle (a) y aplicando un filtro de mediana de 3x3 (b), Zona de Montgó.....	32
Fig. 1.3. Captura de pantalla en la que se representa el interfaz gráfico del programa con la imagen de las muestras de campo.....	34
Fig. 1.4. Captura de pantalla de Definiens mostrando la visualización del índice de Homogeneidad de los parámetros. En tonos verdes se muestran los valores más bajos y en azules los más altos. ....	35
Fig. 1.5. Pradera de <i>Posidonia oceanica</i> en ambas ventanas. Se puede apreciar la diferente señal recibida del mismo tipo de fondo. ....	36
Fig. 1.6. Ventana de descripción de clases en Definiens. Función de pertenencia a una clase ...	36
Fig. 1.7. Clasificación de la imagen utilizada en el entrenamiento. Magenta: grandes ripples, azul: pequeños ripples, amarillo: arena fina, naranja: arena gruesa, verde: Posidonia, rojo: roca. ....	37
Fig. 1.8. Captura de pantalla de una imagen sonar de Ifac en Definiens. Segmentación de imagen.....	38
Fig. 1.9. Mosaico de subimágenes clasificadas.....	38
Fig. 1.10. Captura de pantalla del <i>process tree</i> esquematizado.....	47
Fig. 1.11. Desarrollo proceso de clasificación total. ....	48
Fig. 1.12. Proceso de clasificación total.....	48
Fig. 1.13. Fondos coralígenos poco desarrollados en el cabo de San Antonio Imagen sonar clasificada, verde Posidonia, amarillo arena y rojo fondos duros.....	49
Fig. 1.14 Comunidad esciáfila de modo calmo en fondos duros, aisladamente aparece Posidonia. En la imagen clasificada aparece como Posidonia y arena.....	49
Fig. 1.15. Algas fotófilas sobre roca. Clasificación imagen como fondo blando.....	50
Fig. 1.16. Fondo de roca. La clase arena es asignada a la muestra. ....	50
Fig. 1.17. Comparación de clasificaciones entre clasificación tradicional (en tramas) y el nuevo método desarrollado (en colores), zona norte de Montgó.....	51
Fig. 1.18. Comparación de clasificaciones entre clasificación tradicional (en tramas) y el nuevo método desarrollado (en colores), zona centro de Montgó. ....	52
Fig. 1.19. Comparación de clasificaciones entre la clasificación tradicional (en tramas), y el nuevo método desarrollado (en colores), zona norte de Ifac. ....	52
Fig. 1.20. Comparación de clasificaciones entre la clasificación tradicional (en tramas), y el nuevo método desarrollado (en colores), zona norte de Irta. ....	53
Fig. 2.1. Reflectancia espectral del agua y otras coberturas. ....	60

Fig. 2.2. Mosaico recortado de ortofotos de la zona de Montgó.....	62
Fig. 2.3. Secuencia para la creación de una máscara binaria.....	63
Fig. 2.4. Clasificación de la ortofoto, zona de estudio en Montgó. En amarillo fondos blandos, en verde presencia de Posidonia y en rojo fondos rocosos.....	64
Fig. 2.5. Mosaico recortado de ortofotos de la zona de Ifac.....	64
Fig. 2.6. Secuencia para la creación de una máscara binaria.....	65
Fig. 2.7. Clasificación de la ortofoto zona de estudio en Ifac. En amarillo fondos blandos, en verde presencia de Posidonia y en rojo fondos rocosos.....	65
Fig. 2.8. Imágenes del lanzamiento y puesta en órbita del satélite Quickbird.....	66
Fig. 2.9. Escena multiespectral de la zona de Ifac.....	67
Fig. 2.10. Caracterización de la imagen Quickbird de Ifac, en verde se representan las praderas de <i>Posidonia oceanica</i> .....	68
Fig. 2.11. Escena Landsat ETM+ N-31-35.....	70
Fig. 2.12. Mosaico Landsat ETM+ de Montgó.....	71
Fig. 2.13. Secuencia para la creación de una máscara binaria de Montgó.....	72
Fig. 2.14. Imagen realzada mediante ajuste de histograma.....	72
Fig. 2.15. Clasificación de la ETM+, zona de estudio en Montgó. En amarillo se representan fondos blandos, en verde Posidonia y en rojo fondos rocosos.....	73
Fig. 2.16. Landsat ETM+ de Ifac.....	74
Fig. 2.17. Secuencia para la creación de una máscara binaria de Ifac.....	74
Fig. 2.18. Clasificación de la ETM+, zona de Ifac. En amarillo se representan fondos blandos, en verde <i>Posidonia oceanica</i> y en rojo fondos rocosos.....	75
Fig. 2.19. Landsat ETM+ de Irta.....	75
Fig. 2.20. Clasificación de la ETM+ de la zona de estudio en Irta. En amarillo se representan fondos blandos y en rojo fondos rocosos.....	76
Fig. 2.21. Comparación de clasificaciones de ortofotos (izquierda) y sonar (derecha) de la zona norte (arriba) y sur (abajo).....	77
Fig. 2.22. Comparación de clasificaciones de ortofotos (izquierda) y sonar (derecha) de la zona al sur del peñón de Ifac.....	77
Fig. 2.23. Comparación de clasificaciones de ortofotos (izquierda) y sonar (derecha) de la zona al norte del peñón de Ifac.....	78
Fig. 2.24. Clasificación sonar (en colores, verde Posidonia, amarillo arena y rojo fondos rocosos) y límite de las praderas de Posidonia procedente de Quickbird (en línea verde).....	78
Fig. 3.1 Mapa de distribución de <i>Caulerpa racemosa</i> en el Mediterráneo (Klein & Verlaque, 2008).....	88
Fig. 3.2. Morfología y estructura de <i>Caulerpa racemosa</i> (Klein y Verlaque, 2008).....	89
Fig. 3.3. <i>Caulerpa racemosa</i> creciendo sobre distintos organismos: <i>Cladocora caespitosa</i> y <i>P. nobilis</i> .....	90

Fig. 3.4. Situación (WGS84) de las áreas de estudio de <i>Caulerpa racemosa</i> . Reserva natural marina de Irta (A), Reserva natural marina del Cabo de San Antonio (B) y Parque natural de la Serra Gelada y su entorno litoral (C).....	91
Fig. 3.5 . Zonas de muestreo de <i>C. racemosa</i> en la Reserva natural marina de Irta. Torre Badum (A), Playa Irta (B) y Cala Mundina (C). .....	92
Fig. 3.6. Zonas de muestreo de <i>C. racemosa</i> en la Reserva natural marina del Cabo de San Antonio. Les Rotes (A), Cala Pope (B) y Muntañar. ....	92
Fig. 3.7. Zonas de muestreo de <i>C. racemosa</i> en el Parque Natural de Serra Gelada y su entorno litoral. Mascarat (A), Cala Mina (B) y Isleta Mitjana (C). .....	93
Fig. 3.8. Detalle del muestreo de <i>Caulerpa racemosa</i> .....	93
Fig. 3.9. Cobertura media estacional y SD de <i>C. racemosa</i> en Rotes. ....	97
Fig. 3.10. Cobertura media estacional y SD de <i>C. racemosa</i> en El Pope.....	97
Fig. 3.11. Cobertura media estacional y SD de <i>C. racemosa</i> en Muntañar. ....	98
Fig. 3.12. Cobertura media estacional y SD de <i>C. racemosa</i> en La Mina.....	98
Fig. 3.13. Cobertura media estacional y SD de <i>C. racemosa</i> en La Mitjana.....	99
Fig. 3.14. Variación estacional de la cobertura media de <i>C. racemosa</i> . ....	99
Fig. 3.15. Fig.15. Variación de cobertura media estival según el sustrato en cada área de estudio.(PO = <i>P. oceanica</i> , MPO = Margen de pradera de <i>P. oceanica</i> , MATTE = Mata muerta de <i>P. oceanica</i> ). ....	101
Fig. 3.16. Grupos homogéneos de cobertura media estival según tipo de sustrato en el Cabo de San Antonio con I.C. al 95%. ....	102
Fig. 3.17. Grupos homogéneos de cobertura media estival según tipo de sustrato en Serra Gelada con I.C. al 95%. ....	102
Fig. 4.1. Situación (WGS84) de las áreas de estudio de <i>Pinna nobilis</i> . Reserva natural marina de Irta (A), Reserva natural marina del Cabo de San Antonio (B) y Parque natural de la Serra Gelada y su entorno litoral (C).....	127
Fig. 4.2. Zonas de muestreo <i>P. nobilis</i> en la Reserva natural marina de Irta. Torre Badum (A), Playa Irta (B) y Cala Mundina (C). ....	127
Fig. 4.3. Zonas de muestreo <i>P. nobilis</i> en la Reserva natural marina del Cabo de San Antonio. Les Rotes (A), Cala Pope (B) y Muntañar. ....	128
Fig. 4.4. Zonas de muestreo <i>P. nobilis</i> en el Parque Natural de Serra Gelada y su entorno litoral. Mascarat (A), Cala Mina (B) y Isleta Mitjana (C).....	128
Fig. 4.5. <i>Pinna nobilis</i> en pradera de <i>Posidonia oceanica</i> .....	129
Fig. 4.6. Aparato filtrador de <i>Pinna nobilis</i> . ....	130
Fig. 4.7. Ejemplar de <i>Pinna nobilis</i> muerto de gran tamaño, con detalle de rotura de las valvas .....	131
Fig. 4.8. Ejemplar juvenil de <i>Pinna nobilis</i> . ....	132

Fig. 4.9. Mediciones de interés para estimar la altura máxima $H_t$ , $UL$ =longitud desenterrada, $W$ =Anchura máxima, $w$ =anchura mínima. ....	133
Fig. 4.10. Instrumento de registro de temperatura. Soporte y sensor de temperatura HOBO instalado a 17 metros de profundidad. ....	135
Fig. 4.11. Distribución de tallas de ejemplares de <i>P.nobilis</i> en la R.N.M. de Irta. ....	137
Fig. 4.12. Distribución de tallas de ejemplares de <i>P. nobilis</i> en la R.N. del Cabo de San Antonio. ....	138
Fig. 4.13. Distribución de tallas de ejemplares de <i>P. nobilis</i> en el P.N. de la Serra Gelada. ....	138
Fig. 4.14. Densidad de individuos promedio detectada en cada zona de muestreo. ....	139
Fig. 4.15. Porcentaje de individuos vivos respecto al total registrados en cada zona de muestreo. ....	139
Fig. 4.16. Rosa de oleaje del punto WANA 2090124 del periodo 1996-2013. ....	140
Fig. 4.17. Número de ejemplares según orientación (rumbo en grados sexagesimales) de las valvas en la estación de Irta. ....	141
Fig. 4.18. Estaciones de censo en círculo en el islote de la Olla. ....	142
Fig. 4.19. Dispersión de los individuos de <i>P. nobilis</i> en la estación Olla 1, se muestra distancia en metros y rumbo en grados sexagesimales al punto georreferenciado de cada individuo. ....	143
Fig. 4.20. Dispersión de los individuos de <i>P. nobilis</i> y tamaños en la estación Olla 2, se muestra distancia en metros y rumbo en grados sexagesimales al punto georreferenciado de cada individuo. ....	143
Fig. 4.21. Registro de temperatura a 17 m de profundidad en el periodo octubre-febrero en Mitjana. ....	145
Fig. 4.22. Gráfico de altura del oleaje durante el año 2012 en el punto WANA 2083028. ....	145
Fig. 5.1. Partes del sistema de fondeo habitual en fondos marinos con <i>P. oceanica</i> ; cadena (A) y ancla (B). ....	159
Fig. 5.2. Tipos de sistema de anclaje en distintos sustratos. En roca (A), en fondos blandos (B) y en <i>P. oceanica</i> (C). ....	160
Fig. 5.3. Zona de muestreo cala del Pope (*) en la Reserva Natural Marina del Cabo de San Antonio (en blanco), el Parque Natural del Montgó (en verde). ....	163
Fig. 5.4. Pradera de <i>Posidonia oceanica</i> en la Reserva Natural Marina de la Sierra de Irta. ....	164
Fig. 5.5. Esquema de la posible evolución del estado biológico de una pradera. ....	166
Fig. 5.6. Disposición de transectos (10m) en la estación de muestreo. ....	167
Fig. 5.7. Estadillo de muestreo para seguimiento de <i>Posidonia oceanica</i> . ....	168
Fig. 5.8. Variación anual de cobertura por estación de fondeo (2010-2013). ....	171
Fig. 5.9. Variación anual de densidad por estación de fondeo (2010-2013). ....	171
Fig. 5.10. Variación anual media de densidad en las parcelas fijas de las estaciones de fondeo (2010-2013). ....	172
Fig. 5.11. Variación anual media de cobertura en la Cala del Pope (2010-2013). ....	172
Fig. 5.12 Variación anual media de densidad en la Cala del Pope (2010-2013). ....	173

Fig. 5.13. Variación anual media de densidad en las parcelas fijas de la Cala del Pope (2010-2013).....	173
Fig. 5.14. Variación anual media de cobertura en la Cala del Pope (2006-2013).....	174
Fig. 5.15. Variación anual media de densidad en la Cala del Pope (2006-2013).....	175
Fig. 5.16. Relación descriptores/profundidad.....	175
Fig. 5.17. Relación densidad media de haces/cobertura media de sustrato.....	175
Fig. 6.1. Espectro electromagnético.....	190
Fig. 6.2. Esquema básico general del proceso.....	191
Fig. 6.3. Ámbito del Estudio - Zona LIC “El Montgó”.....	192
Fig. 6.4. Imagen MS satélite Worldview-2 e Imagen LANDSAT8 OLI.....	193
Fig. 6.5. Captura de pantallas herramienta BANDMATH (ENVI).....	197
Fig. 6.6. Captura de pantallas CORRECCIÓN RADIOMÉTRICA (ENVI).....	198
Fig. 6.7. Captura pantallas herramienta Radiometric Correction\Dark Substraction.....	202
Fig. 6.8. Edit ENVI Header.....	203
Fig. 6.9. Single scale factor.....	203
Fig. 6.10. Herramienta Radiometric Correction\Flash Atmospheric Correction.....	204
Fig. 6.11. Introducción de datos de ángulo cenital y horizontal del sensor.....	205
Fig. 6.12. Proceso gráfico del cálculo del coeficiente de atenuación entre bandas. Comunidad de arenas finas bien calibradas. Imagen Worldview 2.....	210
Fig. 6.13. Proceso gráfico del cálculo del coeficiente de atenuación entre bandas. Comunidad de arenas finas bien calibradas. Imagen LANDSAT 8.....	210
Fig. 6.14. $D_{inv_{ij}}$ de la imagen LANDSAT 8 formado por los índices $D_{inv_{BC}}$ $D_{inv_{BG}}$ $D_{inv_{GC}}$ .....	213
Fig. 6.15. LANDSAT 8 a) Máscara zona terrestre b) Imagen de índices c) Clasificación supervisada. <i>Posidonia oceanica</i> en verde.....	214
Fig. 6.16. Comparación de clasificaciones imagen LANDSAT 8, a) Sin corrección b) Aplicando corrección columna de agua. <i>Posidonia oceanica</i> en verde.....	215
Fig. 6.17. Herramienta Classification/Classification Workflow.....	216
Fig. 6.18. Ffichero shape con las muestras de aprendizaje.....	216
Fig. 6.19. Muestras de aprendizaje.....	217
Fig. 6.20. Ficheros de salida de la imagen de clasificación.....	217
Fig. 6.21. Herramienta filter/convolutions and morphology filters.....	218
Fig. 6.22. CLASIFICACIÓN SUPERVISADA FONDO MARINO IMAGEN LANDSAT8, Fecha de adquisición: 16.10.2013. EPSG:32631 – WGS84 / UTM ZONE 31N, Datum WGS84 UTM huso 31.....	219
Fig. 6.23. Comparación de clasificaciones de imágenes. a) Clasificación imagen SBL b) Clasificación imagen de índice. <i>Posidonia oceanica</i> en verde.....	220

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.1. Valores de las clases en RGB y su posterior reclasificación en una banda sintética....	39
Tabla 2.1. Principales particularidades del sensor Quickbird.....	66
Tabla 2.2. Bandas ETM+ .....	69
Tabla 3.1. Porcentaje de cobertura de <i>C. racemosa</i> en los diferentes zonas de muestreo (n = número de muestras estudiadas).....	96
Tabla 3.2. Cobertura media estacional de <i>C. racemosa</i> en los ENPs estudiados (n = número de muestras analizadas).....	100
Tabla 3.3. Cobertura media estival de <i>C. racemosa</i> en las áreas marinas estudiadas (n = número de muestras analizadas).....	101
Tabla 4.1. Cobertura de sustrato de <i>P. oceanica</i> (n= nº de réplicas, SD=desviación estándar). 135	
Tabla 4.2. Densidad de haces de <i>P. oceanica</i> (nº haces/m2, n= nº de réplicas, SD=desviación estándar). .....	136
Tabla 4.3. Resultados obtenidos en los transectos de <i>P. nobilis</i> . (n = número de transectos, DT = nº de ejemplares observados/100m2, DV = nº de ejemplares vivos/100m2, Talla = altura total media de los individuos (cm), Rango = rango de las tallas, P = profundidad media de observaciones (m)).....	136
Tabla 4.4. Datos referentes a la localización y talla de cada uno de los ejemplares de la estación Olla 2. ....	144
Tabla 5.1. Datos medios de descriptoras de seguimiento de la pradera de Posidonia en la Cala del Pope en los años( 2010-2013). ....	170
Tabla 5.2. Datos medios de descriptoras años (2010-2013) analizados. ....	172
Tabla 5.3. Datos medios de descriptoras del muestreo realizado con anterioridad a la instalación de los fondeos. ....	174
Tabla 5.4. Datos medios de descriptoras de los años analizados (2006-2013). ....	174
Tabla 6.1. WORLDVIEW-2 ANCHO DE BANDA EFECTIVO -FWHM .....	196
Tabla 6.2. WORLDVIEW-2 $E_{sun_{\lambda_{Band}}}$ SPECTRAL IRRADIANCE [W/m <sup>2</sup> ·µm].....	200
Tabla 6.3. MODELOS ATMOSFÉRICOS ENVI.....	204
Tabla 6.4. WorldView-2 Center Wave LENGTH [µm] .....	204
Tabla 6.5. CORRECCIÓN ATMOSFÉRICA EN ENVI .....	205
Tabla 6.6. Coeficientes de atenuación para combinaciones de bandas.....	211

# **0 DESARROLLO DE LÍNEAS PRIORITARIAS DE INVESTIGACIÓN DEL HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO 1120\* PRADERAS DE POSIDONIA (*POSIDONION OCEANICAE*) EN ESPACIOS MARINOS PROTEGIDOS DE LA COMUNIDAD VALENCIANA**

## **0.1 INTRODUCCIÓN**

### **0.1.1 GESTIÓN INTEGRADA DE LAS ZONAS COSTERAS**

Alrededor del 60% de la población mundial vive dentro de una franja costera de 60 Km. de ancho, población que probablemente alcanzará el 75% en el año 2025. Así mismo, el turismo, la industria de más rápido crecimiento en el mundo, ejerce una presión desmedida sobre las poblaciones humanas costeras e insulares y su medio ambiente. La demanda creciente de recursos costeros está provocando su degradación: deterioro de la calidad del agua y disminución de los recursos hídricos, erosión rápida, acumulación de la contaminación, desaparición de recursos pesqueros, etc. Esa degradación tiene graves consecuencias sociales y económicas. (Publicación Europea, 2001).

Las áreas costeras en Europa son zonas de gran contraste. La naturaleza de la franja costera está formada por una combinación de factores que incluyen mareas, corrientes y oleaje, que determinan la geomorfología costera, por otro lado, los hábitats y características biológicas litorales están influidos en gran medida por el aumento del nivel del mar, las variaciones climáticas y las actividades humanas. Por tanto nos encontramos ante ecosistemas naturales de especial sensibilidad a los cambios, que se encuentran bajo una presión antrópica fuera de lo común.

En los últimos años se han desarrollado numerosas iniciativas y programas para una correcta gestión costera. La Unión Europea está adoptando medidas dirigidas a mejorar las políticas que afectan a las zonas costeras, instando a los Estados miembros a que establezcan estrategias nacionales sobre lo que se ha dado en llamar “gestión integrada de las zonas costeras”.

El objetivo de la gestión integrada de las zonas costeras reside en “conectar” todas las distintas políticas que ejercen influencia sobre las regiones costeras de la Unión. La estrategia consiste en planificar y gestionar los recursos y el espacio del litoral. No se trata de la solución que va a acabar con todos los problemas, sino de un proceso dinámico que evoluciona a lo largo del tiempo.

La gestión integrada es más que una mera medida medioambiental. Aunque el objetivo fundamental de la estrategia consiste en proteger el funcionamiento de los ecosistemas naturales, pretende también aumentar el bienestar social y económico de las regiones costeras y ayudarlas a desarrollar su potencial de comunidades modernas y vivas. En estas zonas, ambos objetivos, medioambiental y socioeconómico, están intrínsecamente conectados. (Publicación Europea, 2001).

La correcta gestión integrada de las zonas costeras pasa irrevocablemente por el conocimiento exhaustivo de todos los procesos biológicos, químicos y físicos que afectan a una determinada zona, aprovechamiento de los recursos, protección y conservación del medio natural. Por tanto no se debe plantear un estudio particular ya que los factores implicados están intrínsecamente relacionados. Las actuaciones humanas como barreras litorales, extracciones marinas, destrucción de dunas o la regularización de caudales fluviales alteran la dinámica sedimentaria provocando procesos erosivos que repercuten en las comunidades marinas. A su vez, la contaminación de las aguas destruye progresivamente la vegetación submarina, acelerando la erosión costera.

### **0.1.2 GESTIÓN COSTERA.**

Actualmente la mayor parte de estudios realizados sobre la franja costera se centran en un determinado factor como puede ser la dinámica sedimentaria de la zona, sus repercusiones ante actuaciones de origen antrópico o el estado y respuesta de las comunidades bentónicas. Las políticas de gestión integral plantean estudios que expliquen y relacionen los procesos erosivos con sus causas y efectos tanto en aspectos socioeconómicos como medioambientales.

Para la conservación del entorno marino, uno de los primeros pasos a seguir es la correcta delimitación del espacio a proteger junto con la definición de las principales actividades que lo deterioran y el emplazamiento sobre el que se producen.

Mediante las Tecnologías de la Información es factible representar cualquier serie de datos con sus atributos geográficos y mostrar y detectar sus tendencias a lo largo del tiempo. Por tanto es importante la asociación de los datos a su correspondiente fecha de adquisición (ya que se trata de un medio dinámico) y la precisión en su localización, para caracterizar su variabilidad y la evolución temporal de los fondos marinos.

Así pues, el cartografiado y estudio de indicadores de la bionomía del fondo marino a lo largo del tiempo, implica un control y seguimiento que permitirá determinar la evolución del estado de las praderas. Además, la instalación de una serie de elementos (fondeos) en el medio marino, requiere de un conocimiento preciso de la topografía submarina.

En definitiva la cartografía y conocimiento del fondo marino juega un papel esencial en la gestión costera. El conocimiento de la distribución de la comunidad biótica marina es de una importancia fundamental para su conservación y programas de seguimiento, permitiendo la correcta planificación de las actuaciones a realizar.

### **0.1.3 FANEROGAMAS MARINAS.**

Las praderas de fanerógamas marinas, representan las comunidades bentónicas más importante en áreas costeras del Mediterráneo, en las que juegan un importante papel ecológico. Estas comunidades producen materia orgánica, mantienen el equilibrio sedimentario y protegen las costas arenosas de la erosión. La regresión de las praderas de fanerógamas marinas observada en todo el mundo y causada por el incremento de la contaminación, pesca de arrastre, obras de infraestructura costera, extracción de áridos y fondeo de embarcaciones, necesita un seguimiento preciso. (Piazzi et al., 2000).

La vida, tanto animal como vegetal, tiene origen marino. A partir de estos ancestros, determinadas formas de vida emergieron a la superficie y comenzaron a colonizar hábitats terrestres. Sin embargo, algunos de estos organismos volvieron al medio acuático: este es el caso de los mamíferos marinos y de las fanerógamas marinas.

Sólo 60 especies de fanerógamas se han adaptado a la vida en el mar, implantándose en substratos que no habían sido colonizados por las tradicionales pobladoras de los fondos marinos: las algas. De manera que, grandes extensiones de

substratos blandos han sido ocupadas por las praderas de fanerógamas marinas, aunque también pueden ocupar algunas zonas rocosas. En el mar Mediterráneo existen actualmente cinco especies de fanerógamas marinas:

- *Zostera marina* está ampliamente distribuida por el hemisferio norte, pero en el Mediterráneo se limita a algunas lagunas costeras y a la zona del Estrecho de Gibraltar.
- *Zostera noltii* es más abundante pero su presencia está limitada a lagunas costeras, zonas estuáricas y aguas muy poco profundas.
- *Cymodocea nodosa* es abundante en todo el Mediterráneo, forma praderas ella sola o junto con otras especies.
- *Halophila stipulacea* es una especie relativamente nueva en el Mediterráneo que se introdujo desde el mar Rojo a través del Canal de Suez.
- *Posidonia oceanica* es la especie más ampliamente distribuida, alcanzando sus praderas un mayor grado de complejidad.

#### **0.1.4 POSIDONIA OCEANICA.**

##### **0.1.4.1 Definición**

La definición del tipo de hábitat según el Manual de interpretación de tipos de hábitat de la Unión Europea (EUR25, abril 2003) es:

Praderas de *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile, características de la zona infralitoral mediterránea (rango de profundidad: desde unas pocas decenas de centímetros hasta 30 - 40 m). Creciendo sobre sustrato duro o blando, estas praderas constituyen una de las principales comunidades clímax de las costas mediterráneas. Pueden soportar variaciones de temperatura e hidrodinamismo relativamente amplias, pero son sensibles a los cambios de salinidad, requiriendo generalmente salinidades del 36 a 39 por 1.000.

#### **0.1.4.2 Descripción**

*Posidonia oceanica* es una fanerógama marina. Presenta tallo, hojas y rizoma adaptados a las condiciones especiales del mar y se reproduce sexualmente mediante flores.

El tallo de la *Posidonia* es corto, de apenas unos centímetros de longitud y está recubierto por los restos endurecidos de las bases de hojas viejas.

Las hojas de *P. oceanica* son largas, en forma de cinta y de color verde intenso, redondeadas en su extremo, de poco más de un centímetro de anchura máxima y cuya longitud no suele superar el metro. Las hojas se agrupan en haces de 6 u 8 hojas que salen del tallo y que se renuevan periódicamente.

El rizoma es el soporte de tallos y hojas de *Posidonia*. Posee un doble crecimiento tanto horizontal como vertical adaptándose a las condiciones ambientales impuestas por el medio. Además forman el entramado de sostén y crecimiento de las praderas de *P. oceanica*.

La *P. oceanica* tiene un ciclo de crecimiento anual caracterizado por el desarrollo, crecimiento y pérdida de las hojas. Las hojas muertas permanecen unidas a la planta hasta el otoño, época a partir de la cual que son arrancadas por los temporales. Durante los meses de invierno y comienzo de la primavera es fácil ver en las playas arribazones de hojas muertas y restos de rizomas. Además porciones de rizomas, hojas y algo de arena son rodadas por las olas dando como resultado unas bolas características llamadas pelotas de mar.

#### **0.1.4.3 Importancia de las praderas de Posidonia.**

Posiblemente las praderas de *Posidonia* forman el ecosistema más importante del mar Mediterráneo, su importancia radica en que:

- Es el ecosistema más productivo del Mar Mediterráneo, 35-40 toneladas de materia seca por hectárea y año.
- Es una gran fuente de oxigenación, 5-20 litros diarios/m<sup>2</sup>.
- Son el hábitat del que viven más de 400 especies de plantas y 1000 de animales de los cuales muchas son especies de interés comercial.

- Mantienen el equilibrio sedimentario con el litoral y lo protege de la erosión.

Como ampliación del último punto, cabe decir, que las praderas atenúan la energía del oleaje y corrientes, disminuyendo la ‘resuspensión’ del sedimento, erosión y transporte. En una mayor escala temporal, las praderas juegan un papel activo en el balance sedimentario tanto proporcionando arena de origen biótico como fijando el sedimento. La Posidonia puede producir 60-70 gr/m<sup>2</sup> de carbonato cálcico al año y alberga gran cantidad de organismos que derivan el sedimento bioclástico, lo que escalado a grandes superficies representa un volumen muy importante (Basterretxea et al., 2004).

#### **0.1.4.4 Impactos negativos**

*Posidonia oceanica* es una planta endémica del Mediterráneo, que se encuentra presente en todo él (a profundidades con adecuado aporte de luz), que actualmente se encuentra en regresión, principalmente por:

- La pesca de arrastre es una de las causas de mayor degradación, por el fuerte impacto físico que supone.
- La contaminación marina, que al producir turbidez impide la realización de la fotosíntesis y la muerte de la planta.
- Las obras de infraestructura del litoral que modifican la dinámica litoral y por tanto las condiciones ambientales de sus fondos.
- El fondeo de embarcaciones en lugares concretos de la costa.

Todo ello y para asegurar la conservación de este ecosistema, ha sido incluido como hábitat prioritario (hábitat 1120) en la Directiva de Hábitats de la Unión Europea (92/42 CEE del 21/05/1992).

#### **0.1.4.5 Cómo evitar el impacto del fondeo.**

Una de las principales causas de degradación de las praderas de Posidonia, en zonas muy localizadas, es el fondeo de embarcaciones de recreo. Debe tenerse en cuenta que el censo actual de embarcaciones deportivas en la Comunidad asciende a más de 22.500, con una clara tendencia al aumento. Muchas de estas embarcaciones practican

el recreo náutico en zonas costeras provocando, de forma no intencionada, alteraciones en las praderas de Posidonia, debido a la frecuentación de sus hábitats (exceso de visitas) en determinadas épocas del año, alterando profundamente su densidad y cobertura (disminución de haces por m<sup>2</sup> y disminución de superficie total cubierta).

Esta degradación es producida por la acción física de los elementos de anclaje por la acción de los movimientos de garreo y borneo producidos por el viento sobre la obra muerta y superestructuras de las embarcaciones, también las pinturas y antióxidos desprendidos por el ancla y cadena actúan como elementos degradantes del medio. El garreo es un movimiento de la embarcación que se produce en la misma dirección del viento produciendo un auténtico arado del fondo marino por el ancla, con la destrucción de los rizomas horizontales de la Posidonia y el borneo es un movimiento circular de la embarcación alrededor del ancla, que produce el arrastre de la cadena que sujeta el ancla (su longitud es de 3-4 veces la profundidad de fondeo) sobre las plantas de Posidonia, lo que además de su destrucción directa, produce turbidez y depósito sobre las hojas de sedimentos, lo que supone una menor captación de luz y por tanto una reducción de la tasa fotosintética lo que puede causar la muerte de la planta.

Uno de los sistemas empleados para evitar estos daños es la instalación de boyas de amarre que eviten echar el ancla, sistema que es rápidamente aceptado por los usuarios al facilitarles la maniobra y proporcionarles un amarre seguro. Hasta el momento estos sistemas de fondeo se han venido realizando mediante la instalación de un muerto de hormigón en el lecho marino. Sin embargo se han constatado igualmente daños producidos por estas estructuras sobre las comunidades biológicas, tanto por la propia ocupación del espacio como por la modificación de corrientes y granulometrias en su entorno. Por ello, ya hace algunos años se desarrollaron en Espacios Marinos Protegidos, particularmente en el área del Caribe, unos nuevos sistemas considerados más “ecológicos”.

No obstante existe poca experiencia en el Mediterráneo sobre estos nuevos sistemas, por lo que su implantación requiere de experimentación previa en lo que se refiere a definición de características técnicas de los equipos a utilizar, métodos de instalación y de mantenimiento. Por ello, previamente a la implantación de estos nuevos sistemas de fondeos se realiza esta experiencia piloto en lugares seleccionados para experimentar su efectividad y costo.

#### **0.1.4.6 Superficie ocupada por Posidonia**

Se estima que las praderas de angiospermas marinas han reducido su área en más de un 45% alrededor del mundo en las últimas décadas (Duarte et al., 2008). En el Mediterráneo, una muestra aleatoria de 39 estudios sobre 135 praderas indica que un 46% de ellas han visto reducida su extensión, su cobertura y/o su densidad, mientras que un 20% de praderas ha sufrido fuertes regresiones (mayores del 50% de su extensión) desde los años 70.

Podemos considerar que las pérdidas de este tipo de hábitat acaecidas hasta ahora ya superan con creces lo asumible. Por ello, y teniendo en cuenta los servicios ecológicos a gran escala que estas praderas proveen, debemos considerar como distribución favorable de referencia del tipo de hábitat 1120\* en las costas españolas, la extensión actual de las praderas.

Debemos procurar la recuperación de este tipo de hábitat en los lugares donde se han perdido, para las próximas décadas, siendo conscientes de que, para que recupere las extensiones que cubriría a principios del siglo XX, se requerirán siglos.

No es posible establecer, con los conocimientos actuales, qué umbral de pérdida de praderas reduce sensiblemente su viabilidad y sus servicios ecológicos; probablemente éstos se reduzcan en forma proporcional a la pérdida de este tipo de hábitat. Por las condiciones de los litorales donde las praderas se han reducido sensiblemente, quedando sólo manchas relictas (por ejemplo, en ciertas áreas de las costas catalana y valenciana) podemos deducir que es importante que las praderas ocupen vastos cinturones de costa, ocupando lo más posible su área potencial, y que no tiene sentido conservar sólo algunas praderas en reservas marinas y permitir la destrucción del resto.

Todas las praderas y manchas de *P. oceanica*, por pequeñas que sean, deberían ser protegidas con carácter estricto, como ocurre en Francia o en la comunidad de Cataluña, donde la angiosperma formadora del hábitat *P. oceanica* está protegida como especie desde 1988 (Arreté Ministeriel 19/07/1988) y 1991 (DOGC 1479 12/08/91) respectivamente.

No se conocen la cobertura y extensión mínimas de hábitat que requiere una pradera para seguir siendo viable, pero hay evidencias que indican que la degradación de las praderas marinas puede autoacelerarse con la pérdida de cobertura y densidad de

haces, ya que las plantas supervivientes sufren la merma de transparencia, oxigenación del sedimento, etc., que conlleva la reducida densidad o extensión de las praderas (Hemminga & Duarte, 2001). Hay que tener en cuenta además la extrema lentitud de colonización de *P. oceanica*, que hace que las praderas requieran muchas décadas e incluso siglos para recuperar el área perdida (Meinesz & Lefevre, 1984; Kendrick et al., 2005).

Por otro lado, se conoce la íntima conexión que existe entre el equilibrio sedimentación/erosión de la pradera y las condiciones sedimentarias de la línea de costa (Blanc & Jeudy de Grissac, 1989; Medina et al., 2001), así como el papel de filtro que juegan las marismas costeras, que evitan los aportes excesivos de nutrientes a las praderas de angiospermas marinas (Valiela & Cole, 2002).

Por tanto, la superficie favorable de referencia del tipo de hábitat 1120\*, en cualquiera de las regiones naturales, debe incluir toda el área de la pradera o conjunto de manchas y, además, la playa emergida y sumergida adyacente a ella, así como los ecosistemas dunares relacionados.

## **0.2 LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN**

Por todo lo anterior y para asegurar la conservación de este ecosistema, ha sido incluido como hábitat prioritario en el anexo I en la Directiva de Hábitats de la Unión Europea (92/42 CEE del 21/05/1992). Como hábitat 1120\* Praderas de Posidonia (*Posidonium oceanicae*).

En las Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Que propone el Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (VV.AA., 2009), en el apartado de líneas prioritarias de investigación establecen, entre otras, como muy importantes para avanzar en la conservación del tipo de hábitat *Praderas de Posidonia*, las siguientes:

- **CARTOGRAFIADO Y CATALOGACIÓN DEL TIPO DE HÁBITAT 1120\*.**
- **DESARROLLO Y VALIDACIÓN DE INDICADORES DE ESTADO DE CONSERVACIÓN, ESTRUCTURA Y FUNCIÓN DEL TIPO DE HÁBITAT 1120\*.**
- **PERSPECTIVAS DEL EFECTO DEL CALENTAMIENTO GLOBAL EN LAS PRADERAS DE *P. oceanica*.**
- **EFFECTO DE LAS ESPECIES INVASORAS.**

### **0.3 OBJETIVOS**

El objetivo principal del presente trabajo es el estudio de las Praderas de Posidonia que permita planificar actuaciones de gestión, necesarias para su conservación en espacios marinos protegido creados y gestionado por la Generalitat Valenciana.

Como objetivo secundario, pero si cabe más importante, es la aplicación de los métodos propuestos y la extrapolación de las conclusiones a otros lugares del mediterráneo donde puedan ser útiles para el apoyo de las políticas medioambientales de protección de este hábitat prioritario.

Para la consecución de estos objetivos se ha pretendido contribuir a las diferentes líneas de investigación propuestas por el Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino mencionadas en el punto anterior, mediante los trabajos que se relacionan en el punto siguiente, de los que su desarrollo es objeto la Tesis.

### **0.4 TRABAJOS DE INVESTIGACIÓN QUE COMPRENDE LA TESIS DOCTORAL**

Este documento se estructura en 6 bloques, como trabajos de investigación independientes, si bien estrechamente relacionados entre ellos ya que todos persiguen la caracterización y monitoreo de las Praderas de Posidonia que, como se ha dicho en los objetivos, permita planificar actuaciones de gestión necesarias para su conservación

y por la propia interrelación de las especies objeto de estudio entre sí, como se verá en las conclusiones.

Los bloques han se han ordenado por la cronología de su finalización y son los siguientes:

- **CAPITULO 1. CARACTERIZACIÓN DE FONDOS MARINOS MEDIANTE UN MÉTODO DE CLASIFICACIÓN AUTOMÁTICA DE IMÁGENES SONAR.**
- **CAPITULO 2. CARACTERIZACIÓN DE FONDOS SOMEROS MEDIANTE IMÁGENES DE SATÉLITE COMO QUICKBIRD, LANDSAT ETM+ Y ORTOFOTOS.**
- **CAPITULO 3. INVASORAS MARINAS: SEGUIMIENTO DE *Caulerpa racemosa* EN ESPACIOS NATURALES PROTEGIDOS DE LA COMUNIDAD VALENCIANA.**
- **CAPITULO 4. ESTUDIO DE ESPECIES BIOINDICADORAS PARA LA CARACTERIZACIÓN DE LAS PRADERAS DE POSIDONIA EN ESPACIOS NATURALES MARINOS PROTEGIDOS DE LA COMUNIDAD VALENCIANA: *Pinna nobilis*.**
- **CAPITULO 5. INDICADORES DE ESTADO DE CONSERVACIÓN, ESTRUCTURA Y FUNCIÓN DEL HÁBITAT 1120\* Praderas de Posidonia (*Posidonion oceanicae*) en la Cala del Pope.**
- **CAPITULO 6. DEFINICIÓN METODOLÓGICA DE LA CARACTERIZACIÓN DE LAS PRADERAS DE *Posidonia oceanica* A PARTIR DE IMÁGENES DE SATÉLITE.**

Los diferentes bloques son el resultado de la condensación, integración, desagregación, uso de la información, finalización, interpretación y análisis, de muchos trabajos técnicos confeccionados por la Conselleria de la Generalidad Valenciana (que en cada momento ha tenido competencias en Medio Ambiente) con la finalidad de realizar una correcta gestión de sus Espacios Naturales Marinos Protegidos.

Sin considerar el proyecto técnico de 2003, todos los trabajos técnicos fueron propuestos a la unidad de la Conselleria encargada de la gestión de espacios protegidos por el redactor del presente documento, habiendo sido el Director facultativo de todos ellos (incluido el proyecto técnico de 2003), tanto en su fase de redacción como de ejecución.

Los trabajos son los que se relacionan en el punto siguiente y que fueron realizados con las destrezas y conocimientos de equipos de estupendos profesionales, otrora subordinados, hoy amigos.

## **0.5 TRABAJOS TÉCNICOS REALIZADOS EN LOS QUE SE FUNDAMENTA LA TESIS DOCTORAL**

Enguix, A.M., 2003. “Sistematización del estudio del medio físico mediante el uso de cartografía temática en la realización de obras, planes o programas. Caso práctico de las obras de Regeneración del Nacimiento del Riu Ved (Valencia)” Proyecto fin de carrera. Valencia, España: U.P.V

Enguix, A.M., Jiménez J. y Ahijado M. 2003. “Instalación de boyas de amarre en los lics de Serra Gelada e Isla de Tabarca (provincia de Alicante)”. Proyecto técnico. Valencia, España: Conselleria de Medio Ambiente.

Enguix, A.M., León, J.F.J y Sánchez, M.J. 2006. ”Balizamiento e instalación de boyas de amarre en la reserva (marina) natural del parque natural del Montgó”. Proyecto técnico. Valencia, España: Conselleria de Territorio y Vivienda.

Enguix, A.M., León, J.F.J y Sánchez M.J. 2006. ”Instalación de boyas de amarre sobre praderas de posidonia y señalización del perímetro de la reserva natural marina de Irtá)”. Proyecto técnico. Valencia, España: Conselleria de Territorio y Vivienda.

Enguix, A.M. y Fernández, A. 2006. ”Proyecto de instalación de boyas de amarre sobre praderas de posidonia en la zona L.I.C. ES5211009 Ifac”. Proyecto técnico. Valencia, España: Conselleria de Territorio y Vivienda.

Enguix, A.M., Tronch, F.J. y Moral, F. 2006. “Definición metodológica de la caracterización del fondo marino y estudio de la pradera de *Posidonea Oceanica*”. Informe técnico. Valencia, España: Conselleria de Territorio y Vivienda.

Enguix, A.M., Tronch, F.J. y Moral, F. 2007. “Integración de datos sonar, posicionamiento, videos, batimetrías, muestras de sedimento y la incorporación de imágenes satelitales al análisis”. Informe técnico final. Valencia, España: Conselleria de Territorio y Vivienda.

Enguix, A.M., Argente, J.E., Castañer, V. y Chicharro, J. 2010. “Mantenimiento, acondicionamiento y seguimiento de las boyas de amarre y de delimitación en la reserva marina natural del P.N. del Motngó y P. N. de Serra Gelada (Alicante) y el seguimiento del estado de conservación de la pradera de *Posidonia oceanica*”. Informe técnico. Valencia, España: Conselleria de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda.

Enguix, A.M., Argente, J.E., Castañer, V., Chicharro, J. y Ferrer, Z. 2011. “Proyecto de investigación. Seguimiento de invasoras marinas *Caulerpa racemosa*”. Informe técnico. Valencia, España: Conselleria de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda.

Enguix, A.M., Argente, J.E., Castañer, V., Chicharro, J. y Ferrer, Z. 2012. “Efectos del cambio climático en el hábitat prioritario praderas de *Posidonia oceanica*: seguimiento y censo de nacras”. Informe técnico. Valencia, España: Conselleria de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda.

Enguix, A.M. 2013. “Caracterización del fondo marino: estudio de sistemas de prospección subacuática y comparativa de los dos sistemas utilizados en el estudio del medio biótico del cabo de San Antonio”. Diploma de estudios avanzados. Del programa de doctorado: Geodesia, cartografía y sistemas de información geográfica. UPV.

Enguix, A.M. y Argente, J.E. 2014. “Seguimiento del estado de conservación de la pradera de *Posidonia oceanica*, entre los años 2010-2013, en la reserva marina natural del Cabo San Antonio”. Informe técnico final. Valencia, España: Conselleria de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente.

Enguix, A.M. y Tronch, F.J. 2015. “Caracterización de las praderas de *Posidonia* a partir de imágenes de satélite en la Reserva Marina Natural del Cabo de San Antonio”. Informe técnico. Valencia, España: Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural.

## **0.6 LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN Y PUBLICACIONES RELACIONADAS POR TEMÁTICA**

### **0.6.1 PUBLICACIONES CARTOGRAFIADO Y CATALOGACIÓN DEL TIPO DE HÁBITAT 1120\*.**

Núm. Registro: 662356

Autores: Enguix Egea, A.; Quintanilla García, I.

Título: Levantamiento hidrográfico para la caracterización de los fondos marinos a partir de la integración de sistemas globales de posicionamiento con sonar y la incorporación de imágenes satelitales al análisis

ISSN: 1578-570X

Congreso: Congreso Nacional TOP-CART. IX. 2008. Valencia

Revista: Revista de la CECEL

Datos Fuente: 2008, (7-Tomo II): 139-158, 1 Ref.

CopyRight: © CSIC. Base de Datos ISOC. Todos los derechos reservados.

<http://bddoc.csic.es:8080/resultados.html?page=3&strIndiceSQL=RF+has+%27%27REVISTA+DE+LA+CECEL%27%27&bd=ISOC&tabla=docu>

Autores: A.M. Enguix Egea; P. Callaghan Pitlik.

Título: Caracterización de fondos marinos mediante un método de clasificación automática de imágenes sonar en Espacios Naturales de la Comunidad Valenciana.

Tipo de participación: POSTER

Congreso: ESPARC 2008 XIV CONGRESO DE EUROPARC-ESPAÑA

Lugar celebración: BAIONA - GALICIA (ESPAÑA) Fecha: del 18 al 22 de junio de 2008

[http://www.redeuroparc.org/documentos\\_anexos/Publicaciones/Actas\\_ESPARC/actas\\_esparc08.pdf](http://www.redeuroparc.org/documentos_anexos/Publicaciones/Actas_ESPARC/actas_esparc08.pdf)

## **0.6.2 PUBLICACIONES DESARROLLO Y VALIDACIÓN DE INDICADORES DE ESTADO DE CONSERVACIÓN, ESTRUCTURA Y FUNCIÓN DEL TIPO DE HÁBITAT 1120\*.**

Autores: Enguix, A.M. y Argente, J.E.

Título: AE-19. Experiencias en Áreas Marinas Protegidas. Seguimiento de la pradera de *Posidonia oceanica* en los parques naturales litorales de Alicante.

Tipo de participación: PONENCIA

Congreso: 10º CONGRESO NACIONAL DEL MEDIO AMBIENTE (CONAMA 10)

Lugar celebración: MADRID (ESPAÑA) Fecha: noviembre de 2010

[http://www.conama10.conama.org/conama10/download/files/AEs%202010/1465131\\_ppt\\_JArgente.pdf](http://www.conama10.conama.org/conama10/download/files/AEs%202010/1465131_ppt_JArgente.pdf)

Enguix, A.M., Argente, J.E., Castañer, V., Chicharro, J. y Ferrer, Z. 2012. “Efectos del cambio climático en el hábitat prioritario praderas de *Posidonia oceanica*: seguimiento y censo de nacras” Informe técnico. Valencia, España: Conselleria de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda.

En el trabajo anterior, en el apartado de “hábitats de Posidonia”, a partir de la página 20 tenemos la síntesis del seguimiento muestral de indicadores de estructura de las praderas de posidonia de 3 años (2010, 2011 y 2012).

<http://uicnmed.org/bibliotecavirtualposidonia/wp-content/uploads/2014/06/Habitats-de-Posidonia-oceanica-Censo-de-nacras-Pinna-nobilis.pdf>

También se ha participado aportando nuestros datos para el "Atlas de fanerógamas marinas de España". Aún no se ha publicado, pero está prácticamente terminado.

<http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/porta/web/menuitem.7e1cf46ddf59bb227a9ebe205510e1ca/vgnnextoid=d4db429249b3b410VgnVCM2000000624e50aRCRD&vgnnextchannel=9cd>

### **0.6.3 PUBLICACIONES PERSPECTIVAS DEL EFECTO DEL CALENTAMIENTO GLOBAL EN LAS PRADERAS DE *P. oceanica*.**

Enguix, A.M., Argente, J.E., Castañer, V., Chicharro, J. y Ferrer, Z. 2012. “Efectos del cambio climático en el hábitat prioritario praderas de *Posidonia oceanica*: seguimiento y censo de nacras” Informe técnico. Valencia, España: Conselleria de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda.

<http://uicnmed.org/bibliotecavirtualposidonia/wp-content/uploads/2014/06/Habitats-de-Posidonia-oceanica-Censo-de-nacras-Pinnacnobilis.pdf>

### **0.6.4 Publicaciones efecto de las especies invasoras.**

A.M. Enguix et al 2014. “Estacionalidad y colonización de *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* en espacios naturales protegidos marinos de la Comunidad Valenciana” Artículo. *Chronica naturae* 4: 21-33

<http://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=4676955>

A.M. Enguix et al 2014. “Seguimiento de la dispersión de *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* en espacios naturales protegidos marinos de la Comunidad Valenciana” Artículo. *Algas* 47

<http://www.sefalgas.org/algas/numalgas/ALGAS47.pdf>

## **0.7 CORRELACIÓN LINEAS DE INVESTIGACIÓN Y TRABAJOS REALIZADOS**

### **0.7.1 TRABAJOS DE CARTOGRAFIADO Y CATALOGACIÓN DEL TIPO DE HÁBITAT 1120\***

Dentro de los Proyectos técnicos:

- “Instalación de boyas de amarre en los lics de Serra Gelada e Isla de Tabarca (provincia de Alicante)” (2003).
- ”Balizamiento e instalación de boyas de amarre en la reserva (marina) natural del parque natural del Montgó” (2006).
- ”Instalación de boyas de amarre sobre praderas de posidonia y señalización del perímetro de la reserva natural marina de Irta)” (2006).
- ”Proyecto de instalación de boyas de amarre sobre praderas de posidonia en la zona L.I.C. ES5211009 Ifac”(2006).

Se realizaron, mediante prospecciones de sonar de barrido lateral, sonda y videos, las bionomías del fondo marino de los espacios marinos protegidos y en consecuencia el cartografiado y catalogación del hábitat de *Posidonia oceanica*.

Estos trabajos incluidos dentro del proyecto, permitieron mejorar la zonificación de las praderas de Posidonia, tal como se expuso en el documento (diploma de estudios avanzados) de 2013 “Caracterización del fondo marino: estudio de sistemas de prospección subacuática y comparativa de los dos sistemas utilizados en el estudio del medio biótico del cabo de San Antonio” y supuso una clara mejora en la precisión sobre la bionomías marinas realizada por muestreo de perfiles batimétricos realizadas con anterioridad en los espacios naturales objeto de los anteriores proyectos.

#### **0.7.1.1 Clasificaciones automáticas de imágenes Sonar**

En el Informe técnico de 2006 “Integración de datos sonar, posicionamiento, videos, batimetrías, muestras de sedimento y la incorporación de imágenes satelitales al análisis”, se pone de manifiesto que el con sonar de barrido lateral, las clasificaciones se realizan por interpretación visual directa y posterior digitalización manual de un operador, lo que puede implicar una gran variabilidad de un operador otro, e incluso con el mismo operador.

Tradicionalmente las imágenes sonar se han clasificado mediante la Interpretación visual directa y posterior digitalización manual. Para ello se requiere que el operador esté ampliamente entrenado en el reconocimiento de las respuestas del sonar frente a diferentes coberturas del fondo marino y la “coherencia” entre las zonas que representan el mismo tipo de fondo. Es evidente que existe un factor de aleatoriedad dentro del mismo operador, que resulta más evidente al comparar clasificaciones de distintos operadores. Por otro lado, la digitalización visual se reduce a separar grandes áreas, ya que resultaría una labor infinitamente tediosa la digitalización pormenorizada de extensas zonas de estudio.

La clasificación de imágenes sonar se ha realizado con Definiens Professional 5.0., que es un software especialmente diseñado para la clasificación de imágenes digitales, ofreciendo numerosas características únicas para este tipo de aplicaciones. Esta clasificación está basada en la umbralización de infinidad de índices que Definiens permite crear.

Las clases creadas son la arena, los ripples, la roca y las praderas de Posidonia.

Para la caracterización de las clases se han creado de un *ruleset* o grupo de umbrales y normas para la clasificación.

La heterogeneidad radiométrica dentro de cada clase, causa que el desarrollo de una *ruleset* para una imagen, puede no ser válido para otra imagen, aunque sea de la misma campaña.

La solución es tan sencilla como tediosa: encontrar un grupo de normas válido para todas las imágenes sonar, a partir de continuas pruebas con diferentes imágenes. De esta manera se fue refinando constantemente la clasificación hasta encontrar los parámetros adecuados para nuestro objetivo.

### **0.7.1.2 Caracterización de fondos someros, mediante imágenes de satélite.**

Como hemos podido comprobar en los trabajos antes mencionados, con profundidades de menos de tres metros y en zonas próximas a la costa, el Sonar de Barrido Lateral resulta inoperativo, no pudiendo constatarse en las condiciones anteriores la existencia praderas de Posidonia, en consecuencia se hace necesario un medio alternativo que nos permita la cartografía de la bionomía marina de estas zonas.

En el Informe técnico de 2006 “Integración de datos sonar, posicionamiento, videos, batimetrías, muestras de sedimento y la incorporación de imágenes satelitales al análisis”, se han realizado análisis complementarios al sonar, para la caracterización de fondos someros, mediante imágenes de satélite como Quickbird, Landsat ETM+ y ortofotos.

En este trabajo se examinan las capacidades de varios sensores remotos dentro del espectro óptico para la caracterización del fondo marino. Debemos tener en cuenta las características del espectro óptico y de qué manera responden las coberturas acuáticas a estas franjas del espectro.

Las superficies acuáticas absorben o transmiten la mayor parte de la radiación óptica que reciben, siendo mayor su absorptividad cuanto mayor sea la longitud de onda. La mayor reflectividad del agua clara se produce en la banda del azul, reduciéndose paulatinamente hacia el infrarrojo cercano y medio, donde es prácticamente nula.

La turbidez del agua, relacionada con el contenido de sedimentos, implica aumento de reflectividad en todas las bandas del visible, para distintos tamaños de partícula.

La profundidad del agua influye directamente en el aporte de reflectividad derivado de los fondos. En aguas poco profundas la reflectividad aumenta, ya que se mezcla en el flujo recibido la reflectividad de los fondos. En consecuencia, la absorptividad será tanto mayor cuanto más profunda sea la capa de agua. Para imágenes Landsat-TM se estima que la profundidad de agua máxima que puede determinarse alcanza 6,4 m en la banda del azul, 3 en la verde y 2,1 m en la roja (Chuvieco 2002).

El uso de sensores espaciales para el cartografiado marino proporciona una serie de ventajas, entre las que destaca la alta periodicidad en la toma de datos (16 días para Landsat, a partir de 4 días para Quickbird), o el tratamiento automatizado de la información.

En cambio, su uso parece estar limitado a zonas costeras muy someras y la respuesta espectral recibida depende en gran medida de la turbidez del agua, de la profundidad y del estado del mar en el momento de la toma (el oleaje distorsiona la señal). Además, en el caso de ortofotografías es fundamental que la iluminación de toda la escena sea homogénea, evitando especialmente captar el reflejo del sol en el mar, que causaría zonas inservibles para el análisis.

### **0.7.1.3 Definición metodológica de la caracterización de las praderas de *Posidonia oceanica* a partir de imágenes de satélite.**

Son numerosas las experiencias internacionales en el empleo de imágenes de satélite para la elaboración de cartografía bentónica. Diversos estudios han empleado imágenes multispectrales de los satélites WorldView 2, QuickBird, EOS-ASTER y de la familia de sensores aerotransportados CASI (del inglés, Compact Airborne Spectrographic Imager).

En la Comunidad Valenciana, todos los trabajos realizados con la finalidad de caracterizar el fondo marítimo y en especial, la cartografía de las praderas de posidonia, se han realizado empleando dos técnicas fundamentalmente:

- Transectos caracterizados por personal equipado con equipos de buceo, con apoyo de fotos y videos de las zonas objeto de caracterización.
- Prospecciones con sonar de barrido lateral y transectos de video sincronizados.

Como se ha comentado con anterioridad, confeccionar con sonar de barrido lateral las bionomías de los espacios marinos protegidos, supuso una clara mejora en la precisión sobre las realizadas mediante transectos muestreados por buceadores.

Otra mejora notable se dio con la incorporación de imágenes satelitales al análisis, con las que se podían realizar bionomías en zonas someras que se escapaban a la prospección realizada con Sonar de Barrido Lateral.

Parece lógico pensar que si logramos a analizar la bionomía del fondo marino a profundidades superiores a los 20 metros, el empleo de imágenes de satélite podría considerarse como uno de los métodos de prospección más adecuado para el seguimiento de las praderas de *Posidonia oceanica*, debido a que el uso de sensores espaciales proporciona una serie de ventajas, entre las que destaca la alta periodicidad en la toma de datos, el tratamiento automatizado de la información y un coste sensiblemente inferior al Sonar de Barrido Lateral.

Con el informe técnico del año 2015. “Caracterización de las praderas de posidonia a partir de imágenes de satélite en la Reserva Marina Natural del Cabo de San Antonio”, se pretendía definir y contrastar la metodología a emplear en la caracterización del fondo marino a partir de imágenes de satélite, de manera que nos permita identificar los límites de las praderas de Posidonia, en cualquier zona, con cualquier profundidad y en cualquier tiempo.

Al pretender en el estudio alcanzar mayor profundidad en la clasificación del fondo marino mediante imágenes satelitales, se debía corregir los efectos producidos por el agua sobre la señal electromagnética recibida en el sensor. Los principales efectos originados por el agua abordados por el estudio son:

- El destello solar producido por la reflexión especular que produce la lámina de agua en determinadas condiciones de observación.
- La atenuación de la señal producida de la columna de agua ya que la mayor parte de la radiación óptica que recibe acaba convirtiéndola en calor.

Usándose para el análisis imágenes de satélites más modernos que los usados para la caracterización de praderas de *Posidonia* en fondos someros, en concreto:

- El satélite WorldView 2 fue lanzado en 2009 y declarado totalmente operativo en enero de 2010.
- El satélite Landsat 8 fue lanzado en febrero de 2013 y fue declarado operacional el 30 de mayo del mismo año.

### **0.7.2 TRABAJOS DE DESARROLLO Y VALIDACIÓN DE INDICADORES DE ESTADO DE CONSERVACIÓN, ESTRUCTURA Y FUNCIÓN DEL TIPO DE HÁBITAT 1120\***

El seguimiento de la evolución de la estructura de la pradera de *Posidonia oceanica*, se realiza a partir del análisis de las variaciones muestrales a lo largo del tiempo con descriptores tipificados.

Los muestreos consisten en la obtención de una serie de indicadores de fácil medición que permiten hacer un diagnóstico general del estado ecológico de las praderas, estos indicadores son la densidad de haces de plantas por metro cuadrado y porcentaje de cobertura vegetal que coloniza el fondo marino.

El seguimiento se realiza en una serie de puntos o estaciones de muestreo distribuidas a lo largo del espacio natural protegido objeto de estudio.

Dentro de los Proyectos técnicos:

- “Instalación de boyas de amarre en los lics de Serra Gelada e Isla de Tabarca (provincia de Alicante)” (2003).

- "Balizamiento e instalación de boyas de amarre en la reserva (marina) natural del parque natural del Montgó" (2006).
- "Instalación de boyas de amarre sobre praderas de posidonia y señalización del perímetro de la reserva natural marina de Irta" (2006).
- "Proyecto de instalación de boyas de amarre sobre praderas de posidonia en la zona L.I.C. ES5211009 Ifac" (2006).

Se obtuvieron mediante muestreos, los descriptores de densidad de haces por metro cuadrado y el porcentaje de cobertura vegetal del fondo marino, que permitieron hacer un diagnóstico del estado ecológico de las praderas.

El informe técnico de 2010. "Mantenimiento, acondicionamiento y seguimiento de las boyas de amarre y de delimitación en la reserva marina natural del P.N. del Montgó y P. N. de Serra Gelada (Alicante) y el seguimiento del estado de conservación de la pradera de *Posidonia oceanica*". Se obtuvieron mediante muestreos, los descriptores de densidad de haces por metro cuadrado y el porcentaje de cobertura vegetal del fondo marino del año 2010 en la cala del Pope en la reserva marina natural del cabo San Antonio.

En el informe técnico de 2011. "Proyecto de investigación. Seguimiento de invasoras marinas *Caulerpa racemosa*". Se obtuvieron mediante muestreos, los descriptores de densidad de haces por metro cuadrado y el porcentaje de cobertura vegetal del fondo marino del año 2011 en la cala del Pope en la reserva marina natural del cabo San Antonio, comparándose los datos muestrales del año 2010 con los del 2011.

En el informe técnico de 2012 "Efectos del cambio climático en el hábitat prioritario praderas de *Posidonia oceanica*: seguimiento y censo de nacras". Se obtuvieron mediante muestreos, los descriptores de densidad de haces por metro cuadrado y el porcentaje de cobertura vegetal del fondo marino del año 2012, en la cala del Pope de la reserva marina natural del cabo San Antonio, también se tomaron datos muestrales de los mismos descriptores en la Reserva Natural Marina de Irta y en el Parque Natural de Serra Gelada y su entorno litoral, en el apartado de "hábitats de Posidonia", se analiza el seguimiento muestral de indicadores de estructura de las praderas de posidonia de los años 2010, 2011 y 2012.

En el informe técnico de 2014. "Seguimiento del estado de conservación de la pradera de *Posidonia oceanica*, entre los años 2010-2013, en la reserva marina natural del Cabo San Antonio" se incorporan al análisis los datos muestrales de los descriptores

tomados en la Cala del Pope para el año 2013, cedidos por la asociación de custodia del medio marino APOSEIDON.

El objetivo de estos trabajos ha sido el seguimiento y estudio del hábitat prioritario praderas de Posidonia, mediante el estudio de los descriptores o indicadores básicos en la zona denominada “Cala del Pope” de la Reserva Natural Marina del Cabo de San Antonio, uno de los espacios naturales protegidos de la Comunidad Valenciana:

- Realizándose seguimiento periódico de las praderas de Posidonia en las zonas adyacentes a los sistemas de fondeo, con el fin de poder detectar posibles cambios que se puedan producir a lo largo del tiempo y en el estado de la salud de las praderas existentes en la zona.
- Estableciendo un programa de seguimiento que ha permitido monitorizar y evaluar en el tiempo, la evolución de la pradera y detectar un impacto positivo, derivado de la utilización e instalación de los sistemas de fondeo “ecológicos”.
- Se ha evaluado el uso de los indicadores utilizados a la vista de los resultados obtenidos.

### **0.7.3 TRABAJOS RELACIONADOS CON PERSPECTIVAS DEL EFECTO DEL CALENTAMIENTO GLOBAL EN LAS PRADERAS DE *POSIDONIA OCEANICA*.**

*Pinna nobilis* (nacra) es una importante especie indicadora del estado de salud de las praderas de Posidonia, Las variaciones en la abundancia y estructura de tamaños de las poblaciones de *P. nobilis* puede ser un indicador de la calidad de las aguas y de la estabilidad mecánica de las praderas de *Posidonia oceanica*.

En la investigación del efecto del calentamiento global en las praderas Posidonia, la utilización de especies bioindicadoras calcáreas como la nacra, es de gran interés, determinar cómo afecta la temperatura al desarrollo de los individuos y su distribución poblacional.

En el informe técnico del año 2012 “Efectos del cambio climático en el hábitat prioritario praderas de *Posidonia oceanica*: seguimiento y censo de nacras”, realizado en tres espacios naturales protegidos costero-litorales de la Comunidad Valenciana, la Reserva Natural Marina de Irta, la Reserva Natural Marina del Cabo de San Antonio y en el Parque Natural de Serra Gelada y su entorno litoral, se han ejecutado las siguientes actuaciones:

- Censos de individuos de *P. nobilis*.
- Se han detectado zonas de máxima concentración de individuos de *P. nobilis* para focalizar los esfuerzos en materia de gestión.
- Se han iniciado series temporales de datos de larga duración sobre la dinámica poblacional.
- Se ha evaluado el estado de conservación de las praderas de *P. oceanica* en las zonas de censo de poblaciones de *P. nobilis*, para el año 2012.
- Se han instalado sensores de temperatura en espacios naturales protegidos con ámbito marino de la Comunidad Valenciana.

#### **0.7.4 TRABAJOS RELACIONADOS CON EL EFECTO DE LAS ESPECIES INVASORAS**

El Mediterráneo es considerado uno de los puntos calientes de biodiversidad del planeta, alberga el 6% de las especies marinas conocidas en el mundo, contando con un gran número de especies endémicas que solo habitan en sus aguas.

Se han identificado más de setecientas especies catalogadas como introducidas en el mar Mediterráneo, de las que más del 50% se encuentran actualmente establecidas de forma permanente.

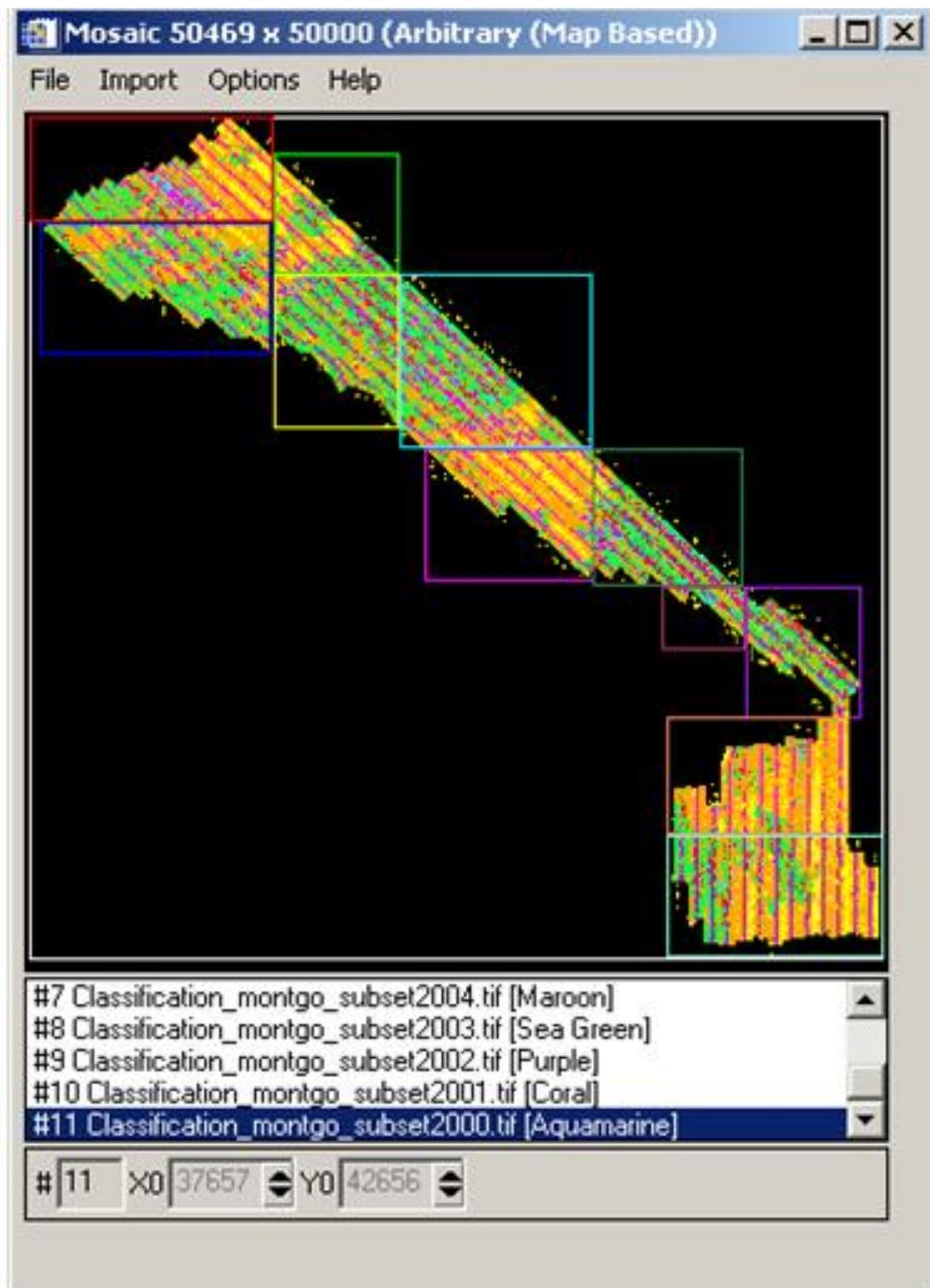
El problema no es el número total de especies exóticas introducidas, sino que algunas de ellas pueden desarrollar un comportamiento invasor, es decir, que rápidamente llegan a convertirse en especies dominantes, reemplazando a las especies nativas y causando perjuicio la distribución y estructura de las comunidades biológicas preexistentes en los ecosistemas naturales, el macrófito *Caulerpa racemosa* es considerada una de las especies con mayor potencial invasor.

El informe técnico del año 2011. “Proyecto de investigación. Seguimiento de invasoras marinas *Caulerpa racemosa*”, se ha documentado la dispersión y el desarrollo de esta alga invasora y como interacciona con las comunidades nativas de interés, en los diferentes espacios naturales protegidos costero-litorales de la Comunidad Valenciana, la Reserva Natural Marina de Irtá, la Reserva Natural Marina del Cabo de San Antonio y en el Parque Natural de Serra Gelada y su entorno litoral, donde se han ejecutado las siguientes actuaciones:

- Un seguimiento periódico de la población de *C. racemosa*, con el fin de poder detectar posibles cambios que se puedan producir a lo largo del tiempo.
- Se ha establecido un programa de seguimiento de *C. racemosa* para monitorizar y evaluar en el tiempo su evolución y detectar posibles impactos en comunidades autóctonas.



# 1 CARACTERIZACIÓN DE FONDOS MARINOS MEDIANTE UN MÉTODO DE CLASIFICACIÓN AUTOMÁTICA DE IMÁGENES SONAR



## ÍNDICE DEL CAPITULO

<b>1</b>	<b>CARACTERIZACIÓN DE FONDOS MARINOS MEDIANTE UN MÉTODO DE CLASIFICACIÓN AUTOMÁTICA DE IMÁGENES SONAR.....</b>	<b>29</b>
1.1	INTRODUCCION.....	29
1.2	OBJETO.....	29
1.3	MATERIAL Y METODOS.....	29
1.3.1	PREPROCESO: REMUESTREO Y FILTROS.....	31
1.3.2	ANÁLISIS CON TEXTURAS.....	32
1.3.3	CLASIFICACIÓN DE IMÁGENES SONAR CON DEFINIENS PROFESSIONAL 5.0.....	33
1.3.3.1	Definición clases y procesado Definiens Professional 5.0.....	39
1.4	RESULTADOS.....	49
1.5	DISCUSIÓN.....	53
1.6	CONCLUSIONES.....	55

# 1 CARACTERIZACIÓN DE FONDOS MARINOS MEDIANTE UN MÉTODO DE CLASIFICACIÓN AUTOMÁTICA DE IMÁGENES SONAR

## 1.1 INTRODUCCION

Tradicionalmente las imágenes sonar se han clasificado mediante la interpretación visual directa y posterior digitalización manual, para ello se requiere que el operador esté ampliamente entrenado en el reconocimiento de las respuestas del sonar frente a diferentes coberturas del fondo marino y la “coherencia” entre las zonas que representan el mismo tipo de fondo. Es evidente que existe un factor de aleatoriedad dentro del mismo operador, que resulta más evidente al comparar clasificaciones de distintos operadores. Por otro lado, la digitalización visual se reduce a separar grandes áreas, ya que resultaría una labor infinitamente tediosa la digitalización pormenorizada de extensas zonas de estudio.

## 1.2 OBJETO

En el presente estudio se pretende desarrollar un método estable, fiable y preciso para la clasificación automática de imágenes sonar, ganando en precisión a la hora de asignar clases y ofreciendo un nivel de detalle difícilmente alcanzable mediante la digitalización manual.

Mediante el desarrollo de un grupo de normas (*ruleset*) es posible clasificar imágenes con el mismo criterio, siendo un factor esencial a la hora de establecer tendencias y análisis temporales.

## 1.3 MATERIAL Y METODOS

El registro de cualquier tipo de sistema digital de imágenes requiere dos etapas de procesado: primero la etapa del preprocesado y posteriormente la etapa de la extracción de información. El preprocesado está diseñado para corregir las imágenes tanto de problemas radiométricos como geométricos. Los errores radiométricos están

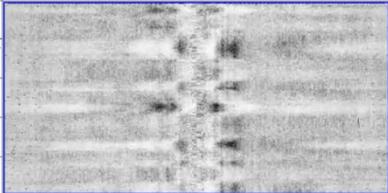
relacionados con la intensidad de la dispersión registrada, es decir, el nivel digital asignado a cada píxel, mientras que los errores geométricos son errores asociados a la posición asignada a cada píxel. Este apartado está basado en la información procedente de Chavez et al. (2002).

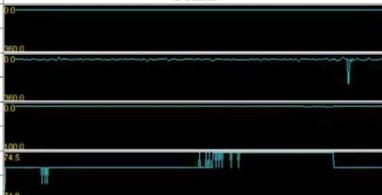
IRTA

file:///d:/Nova\_Cartographia/IRTA/SONAR/Q-MIPS/IRTA\_results/3...

Sonar Processing by SonarWeb V3.16.0074 PRO NC  
Chesapeake Technology, Inc fm  
To replace this message choose a  
custom logo under the 'HTML Title Block' Option

**IRTA: File 3Record01.dat**

Sonar Info		Click Imagery for Full View
Item	Description	
First Ping Time	Unavailable	
Last Ping Time	05/17/2005 13:39:34	
First Ping Number	1	
Last Ping Number	13424	
# Pings Displayed	256	

Navigation Statistics		Details
Item	Description	
Minimum Heading	39.0 deg	
Maximum Heading	39.0 deg	
Minimum Course	11.8 deg	
Maximum Course	358.7 deg	
Minimum Altitude	6.0 m	
Maximum Altitude	9.0 m	
Minimum Ground Range	74.5 m	
Maximum Ground Range	74.8 m	
Minimum Northing	4463830.3	
Minimum Latitude	40° 17.6457' N	
Maximum Northing	4466943.6	
Maximum Latitude	40° 19.3721' N	
Minimum Easting	275298.1	
Minimum Longitude	000° 21.3891' E	
Maximum Easting	278123.9	
Maximum Longitude	000° 23.3170' E	

File Header Information	
Item	Description
Sonar Name	

1 de 2

09/08/2006 14:08

**Fig. 1.1. Ejemplo de salida del programa SonarWeb Pro de la zona de Irtá.**

Los algoritmos utilizados para solucionar estos errores están personalizados para cada tipo de sistema de muestreo, ya que cada sistema tiene unas características de adquisición únicas (sonar de barrido lateral, radar, fotografía aérea, sistemas satelitales, etc.). En cambio en la fase de extracción de elementos se utilizan algoritmos más generales y son generalmente comunes a los sistemas de adquisición (filtros espaciales, clasificación automática y supervisada, análisis de texturas, etc.); aunque también se dispone de tratamientos independientes.

### **1.3.1 PREPROCESO: REMUESTREO Y FILTROS**

En la fase de preproceso se resalta y suaviza la escena de sonar, sin pérdida significativa de información. De este modo se reduce la heterogeneidad que la señal acústica recoge de cada tipo de fondo, manteniendo las diferencias con otras coberturas para realizar una separación entre las clases que se clasificarán. Por tanto el preproceso pretende realizar una serie de operaciones que “faciliten” la posterior clasificación.

En cuanto al uso de filtros se plantean dos posibles vías de proceso: por un lado la aplicación de filtros de paso alto, realzan las altas frecuencias y en consecuencia, las diferencias entre los tipos de fondos, favoreciendo su separabilidad. Por el contrario, al aplicar este tipo de filtros también se realza el ruido aleatorio de la escena y aumenta la diferencia entre fondos del mismo tipo.

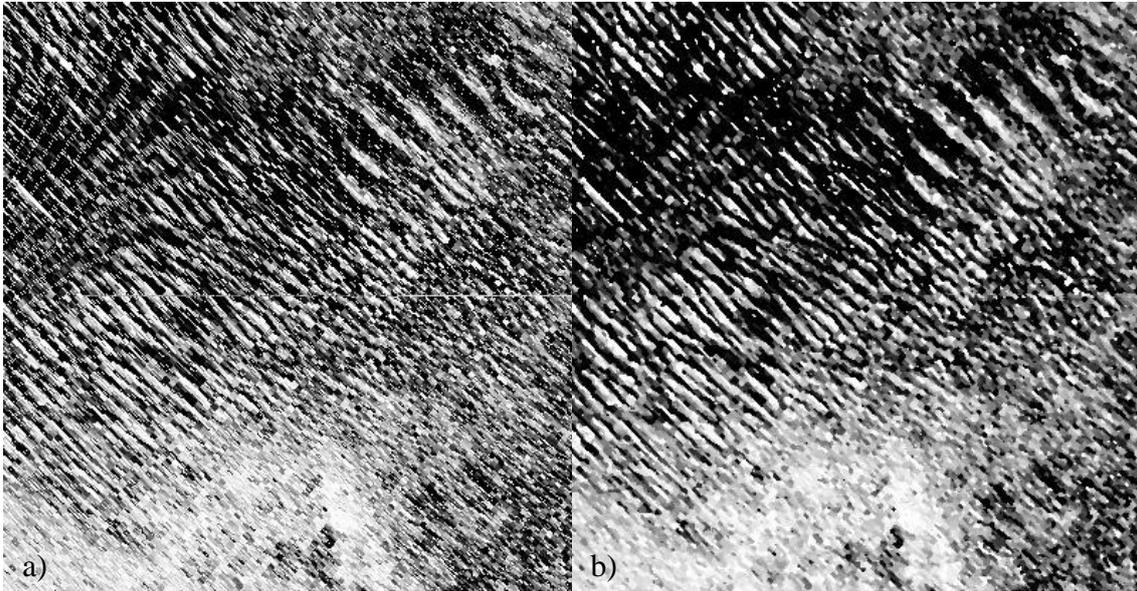
La aplicación de filtros de paso bajo (realzan las bajas frecuencias) producen una imagen más homogénea y se elimina gran parte del ruido asociado al método de prospección. Seleccionando correctamente un filtro de paso bajo conseguimos eliminar el *speckle* sin perder detalle en la imagen.

Se dispone de datos de tres campañas de sonar en varias zonas del litoral valenciano, después de aplicar las correcciones geométricas se procede al preproceso antes de realizar la clasificación. Las imágenes en bruto tienen una resolución espacial de 0.075 metros y una resolución radiométrica de 8 bits.

En primer lugar se realiza un remuestreo de la imagen a un tamaño de 0.15 metros, por varios motivos: se reduce el tamaño de la imagen a la cuarta parte, siendo de gran importancia debido a la dificultad y grandes tiempos de procesado en imágenes tan pesadas. Paralelamente se reduce el ruido de la escena con el mismo remuestreo (se utiliza vecino más próximo) al tomar los píxeles los valores medios (correspondientes a la función de la mediana) de la imagen original.

Posteriormente se filtra la imagen remuestreada mediante un filtro de mediana 3x3 (utilizado para eliminar el ruido aleatorio) que produce una imagen suavizada preservando los bordes en la imagen (Fig.1.2). La aplicación de este filtro se mostró muy útil en este tipo de datos acústicos debido a que el ruido no se produce en toda la escena de manera uniforme.

Debido a que las escenas de sonar son muy extensas, se divide en varias subimágenes (*subsets*) para facilitar su posterior procesado.



**Fig. 1.2. Sección de registro afectado por speckle (a) y aplicando un filtro de mediana de 3x3 (b), Zona de Montgó.**

### **1.3.2 ANÁLISIS CON TEXTURAS**

Para la extracción de información y clasificación de los distintos tipos de fondo marino se requiere una identificación de parámetros o bandas espectrales que diferencien las características de las clases a clasificar. Las clasificaciones automáticas tradicionales se basan en la probabilidad de pertenencia de un píxel a una determina clase en función de su tono de gris. En el caso de imágenes sonar, debido al método de prospección por reflexión acústica, el tono de gris no es un valor significativo que pueda servir para entrenar a un clasificador estándar. Dicho de otro modo, píxeles con el mismo tono de gris pueden pertenecer a clases distintas. De manera análoga encontramos que vecindarios con igual media y desviación típica corresponden a tipos de fondos distintos.

En los análisis texturales se evalúa la variación del contraste entre vecindarios de píxeles, o la variabilidad local dentro de una unidad determinada, a diferencia del tratamiento individual de los métodos de clasificación. Estos análisis cobran una especial importancia en el tratamiento digital de imágenes de una elevada resolución espacial.

Haralick et al. (1973) propuso el cálculo de parámetros texturales a partir de la matriz de co-ocurrencias (GLCM, *Grey Level Co-ocurrence Matrix*) produciendo parámetros estadísticos como la media, desviación típica, homogeneidad, disimilaridad, contraste, correlación, entropía y segundo momento. Estos parámetros son ampliamente

utilizados por encontrarse implementados en la mayoría de los softwares de tratamiento digital de imágenes, aunque no son los únicos en cuanto a texturas.

En los estudios de Huvenne et al. (2002) para clasificar datos de sonar, encontró que los parámetros texturales de homogeneidad y entropía, basados en la matriz de co-ocurrencias, daban los mejores resultados para discriminar entre diferentes elementos del fondo marino.

Paralelamente Tang, Stewart (2000) utilizan parámetros de textura basados en algoritmos de *wavelets* de transformadas de Fourier con buenos resultados en la clasificación de imágenes sonar.

Mignotte et al. (2000) se basan en operadores de energía y parámetros de forma como índices texturales que diferencien las clases de fondos en la clasificación de sonar.

### **1.3.3 CLASIFICACIÓN DE IMÁGENES SONAR CON DEFINIENS PROFESSIONAL 5.0**

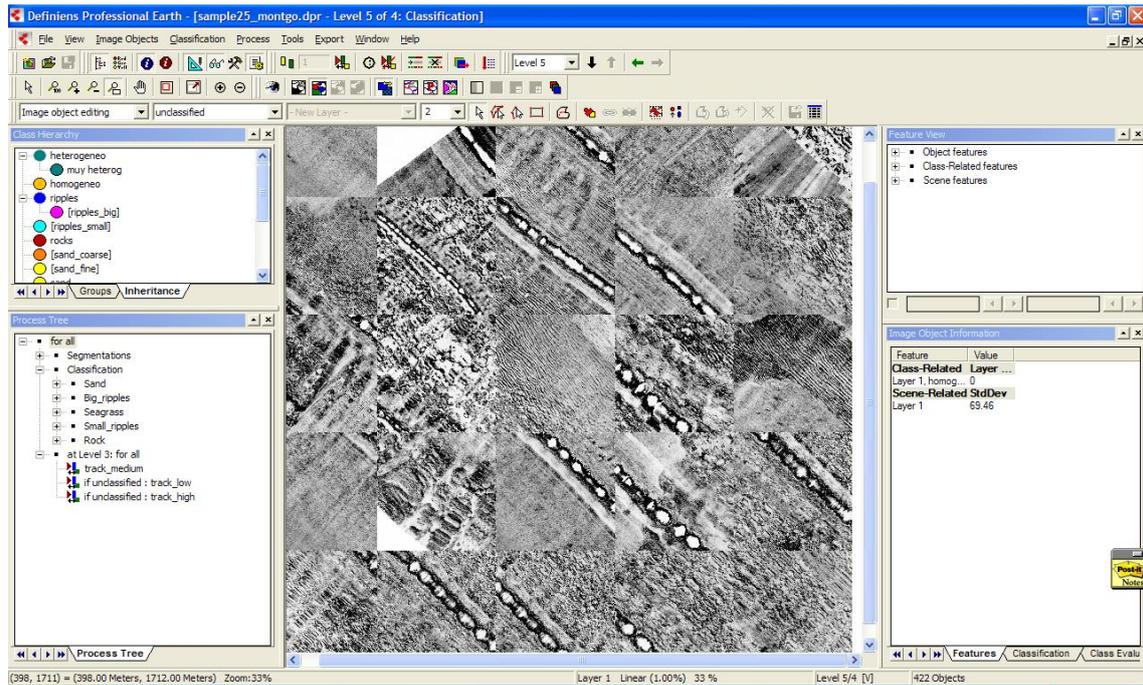
Definiens Professional es un software especialmente diseñado para la clasificación de imágenes digitales, ofreciendo numerosas características únicas para este tipo de aplicaciones. El proceso de clasificación se puede realizar principalmente mediante dos flujos de trabajo: clasificación mediante lógica difusa (*fuzzy logic*) o clasificación mediante vecindarios más próximos, siendo esta última similar a otros programas pero dejando al usuario la elección de parámetros de clasificación.

En el caso que nos ocupa se utilizará la clasificación mediante lógica difusa por encontrarla la más útil para imágenes sonar. Esta clasificación está basada en la umbralización de infinidad de índices que Definiens permite crear.

En cualquier flujo de trabajo con Definiens se siguen las siguientes pautas:

- Carga de la imagen.
- Segmentaciones, es decir que se divide la imagen en polígonos en función de un parámetro de escala determinado por el usuario. Se estructuran en niveles, pudiendo coexistir y relacionarse entre ellos.
- Definición de clases y especificación de los umbrales de las bandas o parámetros que mejor definan la separabilidad entre clases.
- Creación de un *ruleset* o grupo de umbrales y normas para la clasificación.
- Clasificación y exportación de resultados.

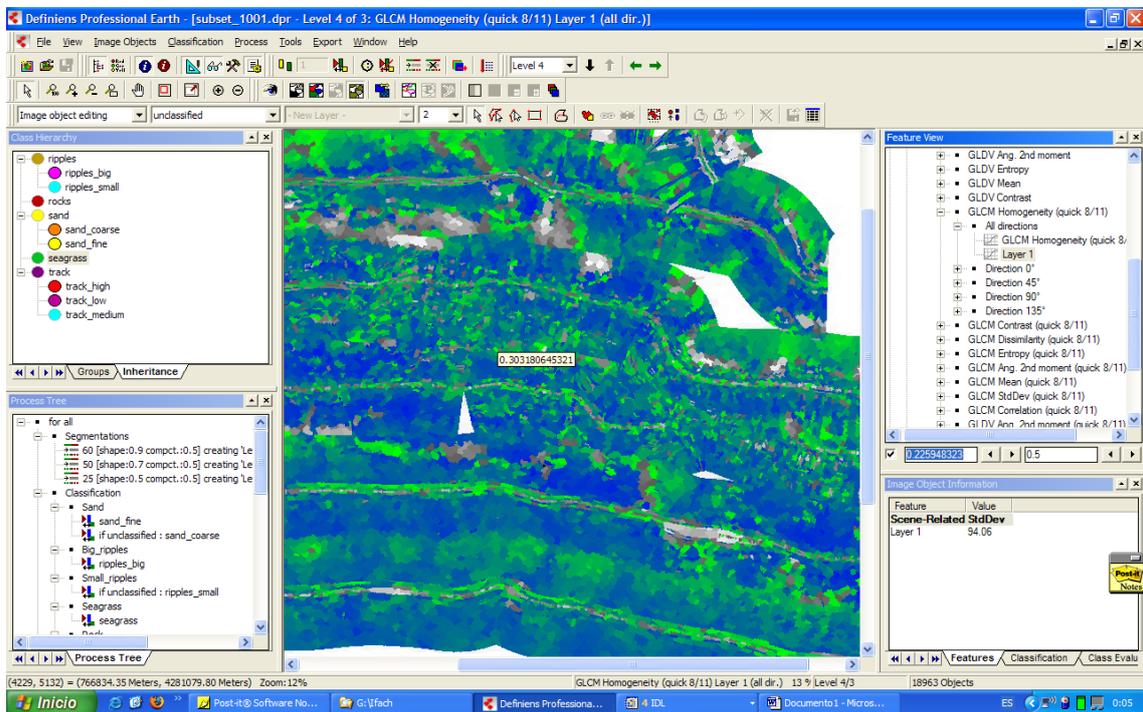
Como podemos apreciar lo más importante en el procesado con Definiens es el desarrollo de un grupo de normas y características de las clases, que sean útiles para clasificar todas nuestras zonas prospectadas con sonar. En principio, se empezó trabajando con una imagen mosaico compuesta por 25 subimágenes (imágenes de 400x400 píxeles) de muestras obtenidas por inmersiones puntuales de las que se conoce inequívocamente a qué clase (tipo de fondo) corresponden (Fig.1.3). De esta forma disponemos de todas las clases que queremos clasificar en la misma imagen (roca, *Posidonia oceanica*, arena, ripples, track del sonar).



**Fig. 1.3. Captura de pantalla en la que se representa el interfaz gráfico del programa con la imagen de las muestras de campo.**

Después de la segmentación de la imagen en 3 niveles de diferente escala se procede a la implementación y definición de las clases (Fig.1.4). Los parámetros que se definen como los más importantes para separar las clases son parámetros texturales (homogeneidad, contraste, correlación, entropía), parámetros de forma (densidad de subobjetos), parámetros relacionados con el tono de gris (nivel digital, diferencia media con polígonos vecinos) y parámetros relacionales de frontera con elementos ya clasificados.

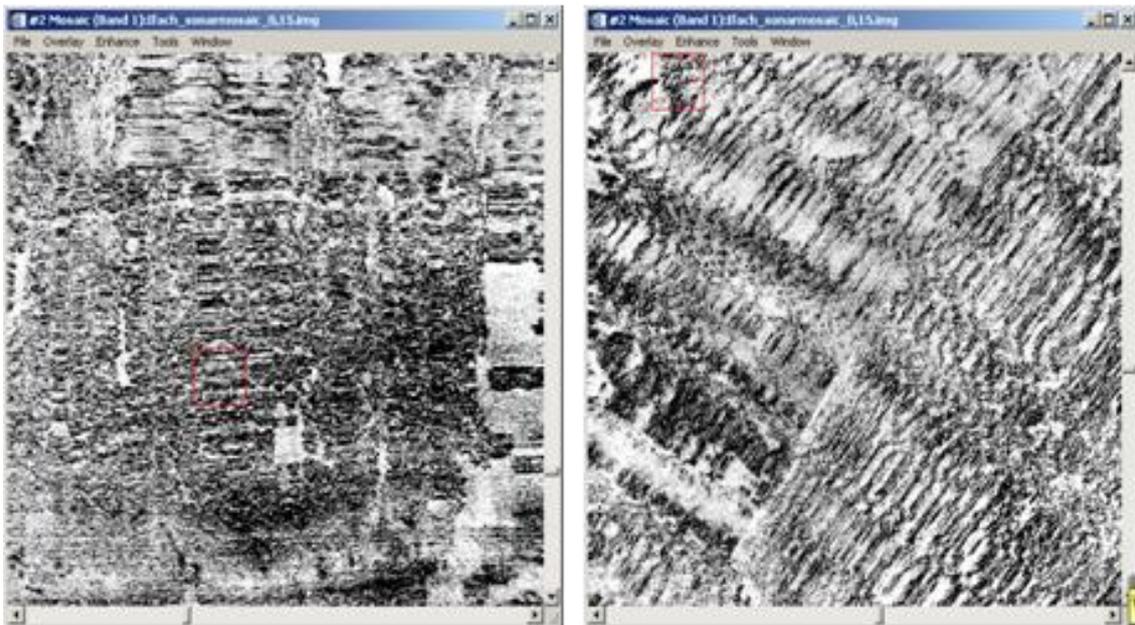
Esta es la fase más importante del proceso de clasificación, en la que definimos qué parámetros evaluar para decidir si un elemento pertenece a una cierta clase, y en consecuencia, es la etapa que más tiempo requiere.



**Fig. 1.4. Captura de pantalla de Definiens mostrando la visualización del índice de Homogeneidad de los parámetros. En tonos verdes se muestran los valores más bajos y en azules los más altos.**

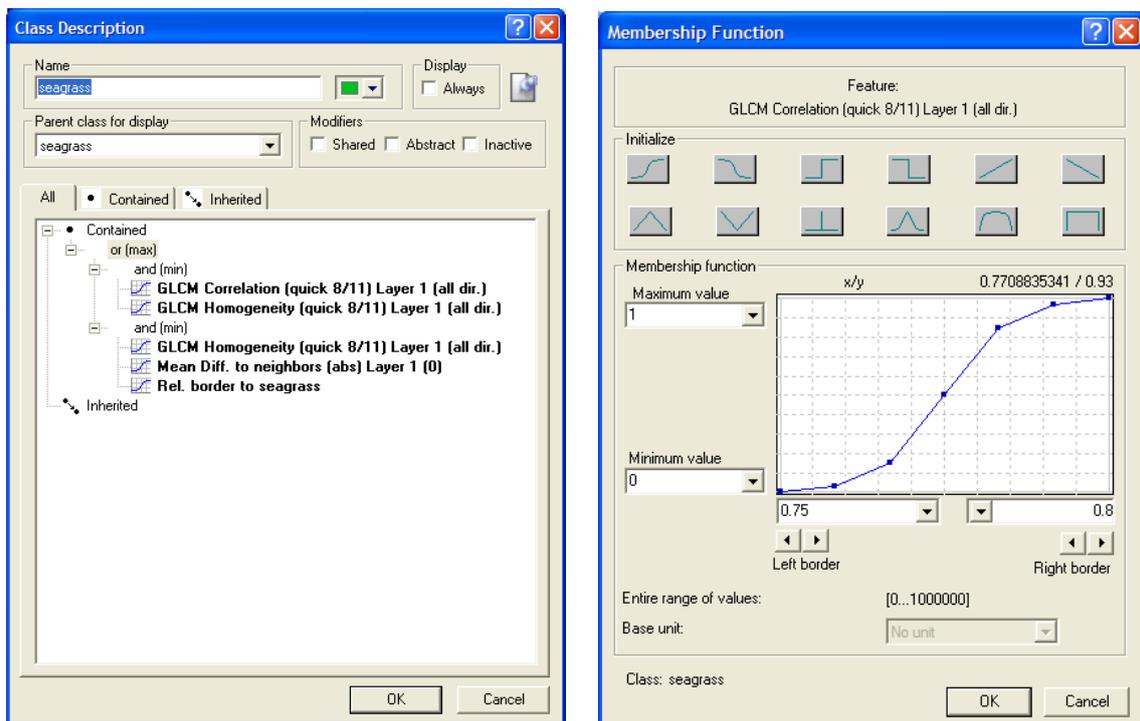
Al definir el umbral de pertenencia a una clase se pueden combinar varios parámetros utilizando operadores lógicos (and, or). Una de las diferencias de Definiens respecto a otros clasificadores en árbol (tree classification) estriba en la definición una función de pertenencia que puede adoptar valores entre 0 y 1 (Fig.1.6), y no exclusivamente 1 (pertenencia a la clase) o 0 (no pertenencia). De este modo se logra una clasificación mucho más flexible en el caso de elementos que no cumplan estrictamente todas las condiciones.

Este es un factor fundamental a la hora de clasificar imágenes sonar debido a las distintas respuestas espectrales que ofrecen fondos del mismo tipo (Fig.1.5), destacándose en este sentido los fondos poblados por *Posidonia oceanica*.



**Fig. 1.5. Pradera de *Posidonia oceanica* en ambas ventanas. Se puede apreciar la diferente señal recibida del mismo tipo de fondo.**

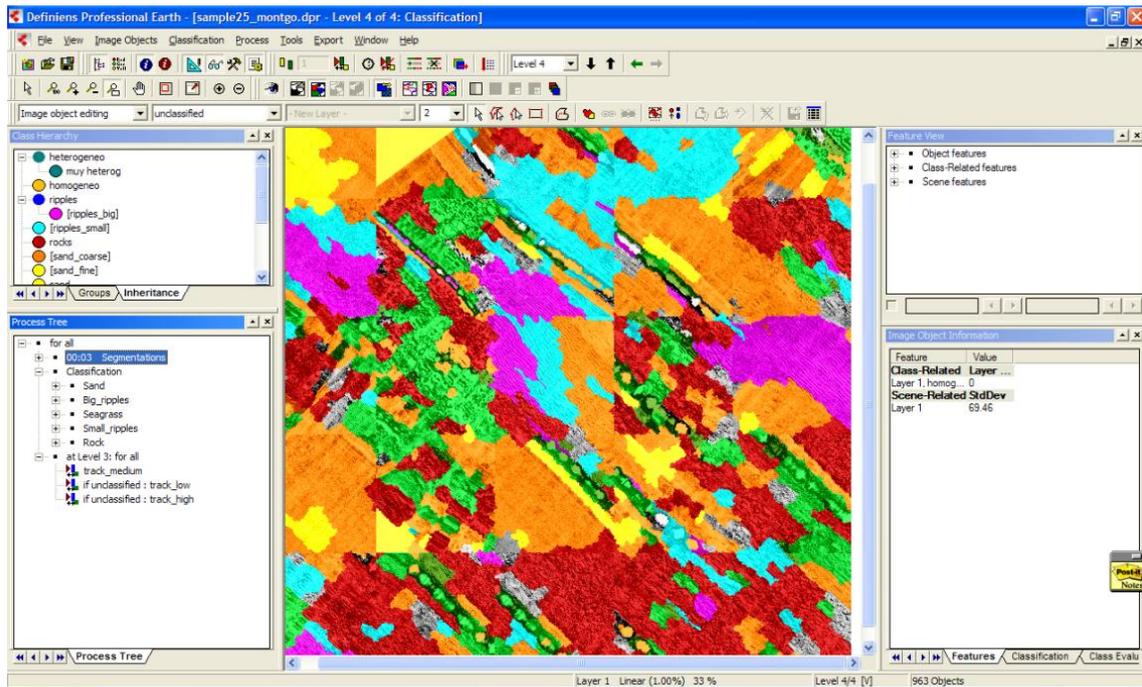
Por tanto, un elemento pertenecerá a la clase cuyo valor de pertenencia (*membership*) es mayor a partir de un cierto umbral (Fig.1.6).



**Fig. 1.6. Ventana de descripción de clases en Definiens. Función de pertenencia a una clase**

Una vez definidas las clases se procede a clasificar la imagen de prueba (Fig.1.7). Se han definido 6 clases para llevar a cabo la clasificación por su gran diferencia visual (arena fina, arena gruesa, grandes ripples, pequeños ripples, roca, Posidonia), aunque

posteriormente se reagruparán esas clases en arena, ripples, roca, Posidonia y track del sonar.



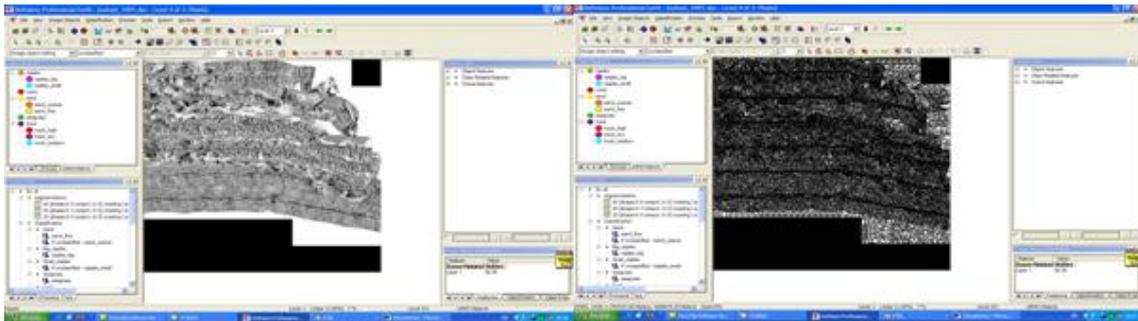
**Fig. 1.7. Clasificación de la imagen utilizada en el entrenamiento. Magenta: grandes ripples, azul: pequeños ripples, amarillo: arena fina, naranja: arena gruesa, verde: Posidonia, rojo: roca.**

Se ha decidido incluir el track como una clase independiente ya que las amplitudes recibidas no corresponden a respuestas de ningún tipo de fondo. Se probó la posibilidad de un filtrado en el dominio de las frecuencias (FFT, Transformada Rápida de Fourier), considerando el track como ruido periódico, con escaso éxito debido a que la superficie que barre es significativamente grande en comparación con la imagen, y no se puede considerar como ruido.

El track del sonar fue clasificado posteriormente seleccionando las líneas manualmente debido a la confusión de esta clase con la *Posidonia oceanica*. En la mayoría de las pasadas el sonar sigue una línea recta, facilitando la selección de esos valores anómalos del sonar.

Uno de los problemas encontrados con Definiens es la imposibilidad de tratar y clasificar una escena completa de sonar. Debido a los numerosos cálculos e índices, con el tamaño de las escenas que tratamos, fue necesaria la división de las escenas en subimágenes (Fig.1.8). Esto genera inconvenientes más allá de la simple preparación de los datos. Ya hemos comentado la heterogeneidad radiométrica dentro de cada clase, de

manera que desarrollando un *ruleset* para una imagen puede no ser válido para otra imagen, aunque sea de la misma campaña.



**Fig. 1.8. Captura de pantalla de una imagen sonar de Ifac en Definiens. Segmentación de imagen.**

Nos encontramos, por tanto, ante un problema de estandarización de nuestra metodología, ya que no tendría mucho sentido desarrollar un grupo de normas para cada imagen que queremos clasificar.

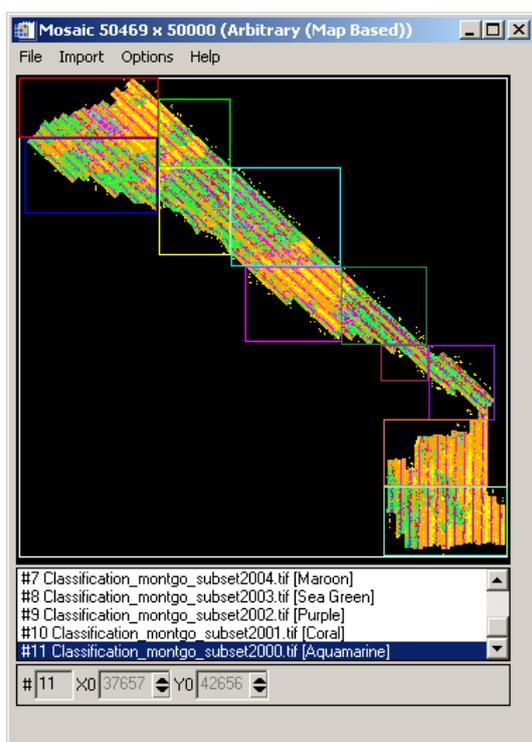
La solución es tan sencilla como tediosa: encontrar un grupo de normas válido para todas las imágenes sonar, a partir de continuas pruebas con diferentes imágenes. De esta manera se fue refinando constantemente la clasificación hasta encontrar los parámetros adecuados para nuestro objetivo.

Una vez se ha obtenido un grupo de normas que satisface los criterios de precisión y estabilidad se procede a la clasificación de todas las subimágenes de cada zona.

El resultado es muy satisfactorio al no tener que modificar los criterios en ninguna imagen, obteniéndose resultados coherentes con las clasificaciones manuales.

Posteriormente se realiza el mosaico de las imágenes clasificadas (Fig.1.9). No obstante, el resultado de salida que se obtiene con Definiens es una imagen en RGB (formato geotiff) en la que las clases se definen por colores, es decir, no obtenemos una imagen de una única banda.

Con el fin de realizar comparaciones cuantitativas necesitamos que el resultado de nuestra clasificación se encuentre en una sola banda en la que las clases se representen por



**Fig. 1.9. Mosaico de subimágenes clasificadas.**

valores diferentes. Para ello se calcula una banda sintética sumando y ponderando las bandas en RGB de manera que la banda del rojo se multiplica por 7, la del verde por 5 y la del azul por 3. Multiplicando por números primos diferentes se intenta evitar que los resultados para varias clases sean el mismo (Tabla 1.1).

**Tabla 1.1. Valores de las clases en RGB y su posterior reclasificación en una banda sintética.**

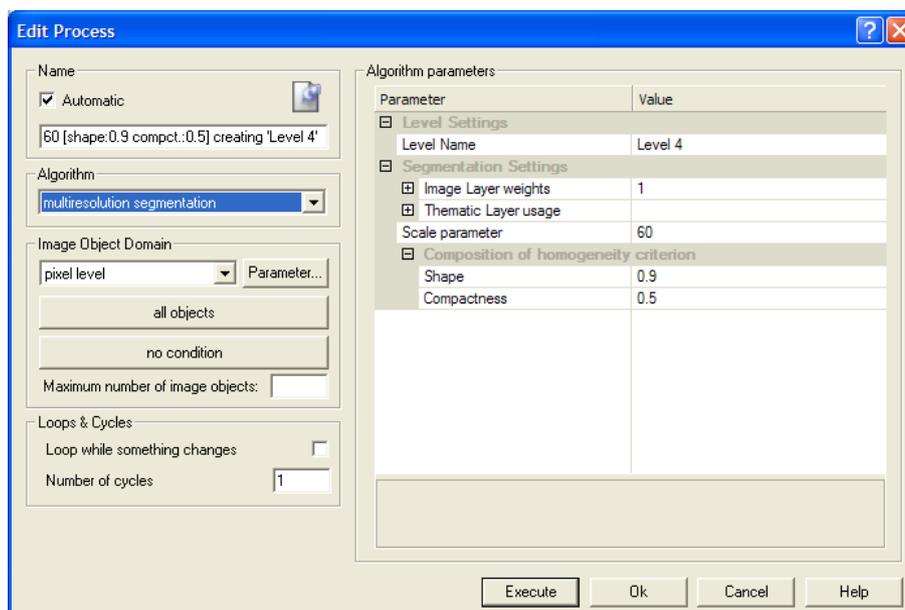
	<i>R</i>	<i>G</i>	<i>B</i>	<i>Banda sintética</i>
<b>Arena fina</b>	255	255	0	3060
<b>Arena gruesa</b>	255	128	0	2425
<b>Track</b>	128	0	128	1280
<b>Posidonia</b>	0	192	36	1068
<b>Roca</b>	189	0	0	1323
<b>Grandes ripples</b>	255	0	255	2550
<b>Pequeños ripples</b>	0	255	255	2040

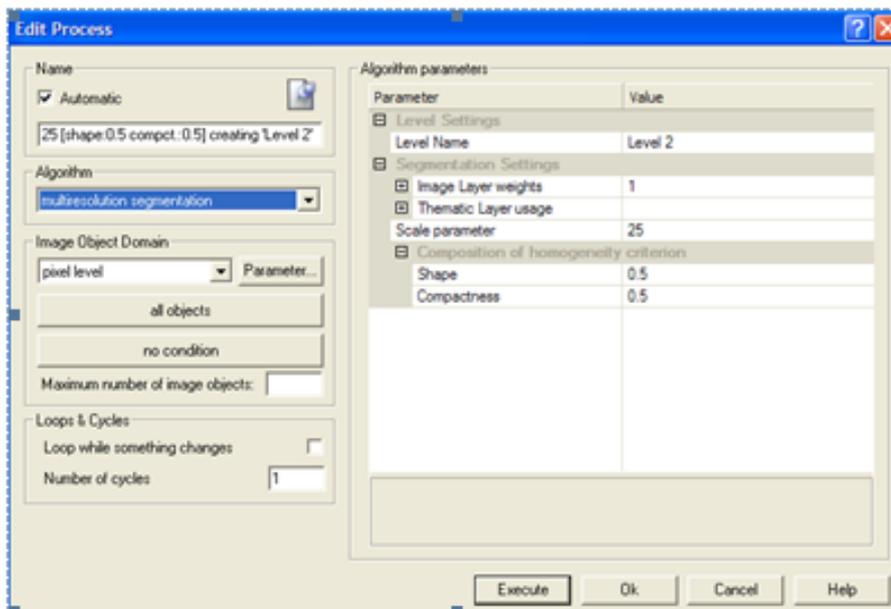
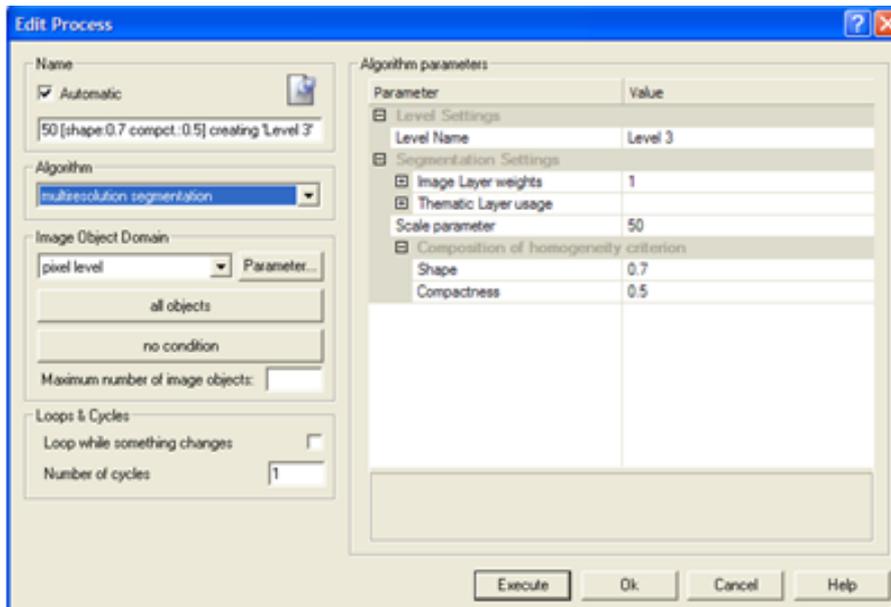
### 1.3.3.1 Definición clases y procesado Definiens Prof. 5.0

El flujo de trabajo con Definiens comienza con la carga de la imagen en el programa, una vez cargada la imagen se procede a las varias segmentaciones de la imagen que producirán varios niveles “verticales” dentro de la imagen.

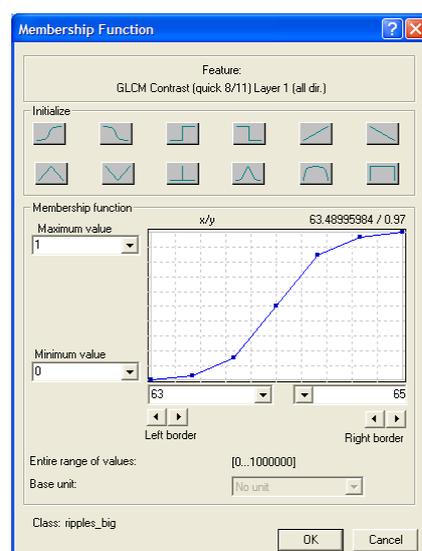
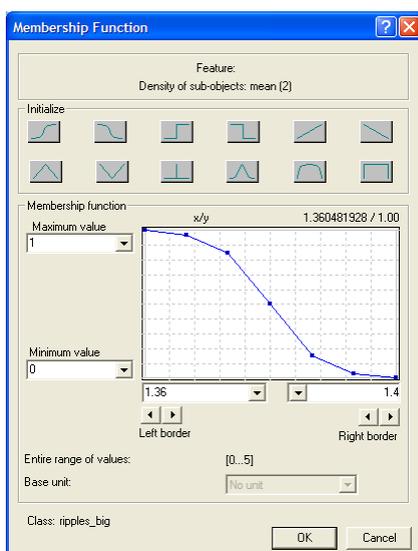
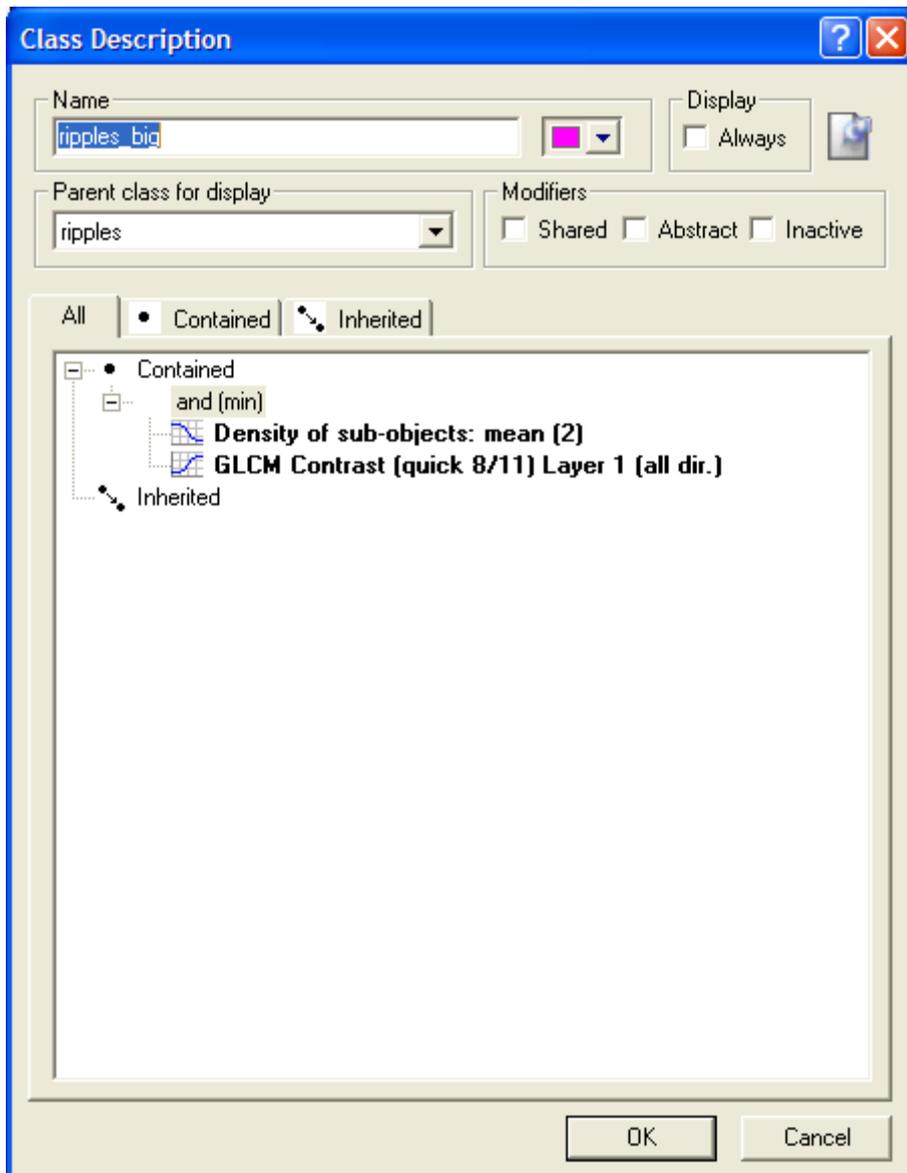
El uso de varias segmentaciones permite obtener parámetros en función del nivel (o segmentación) que tomen como referencia, pudiéndose relacionar entre sí polígonos de distintos niveles.

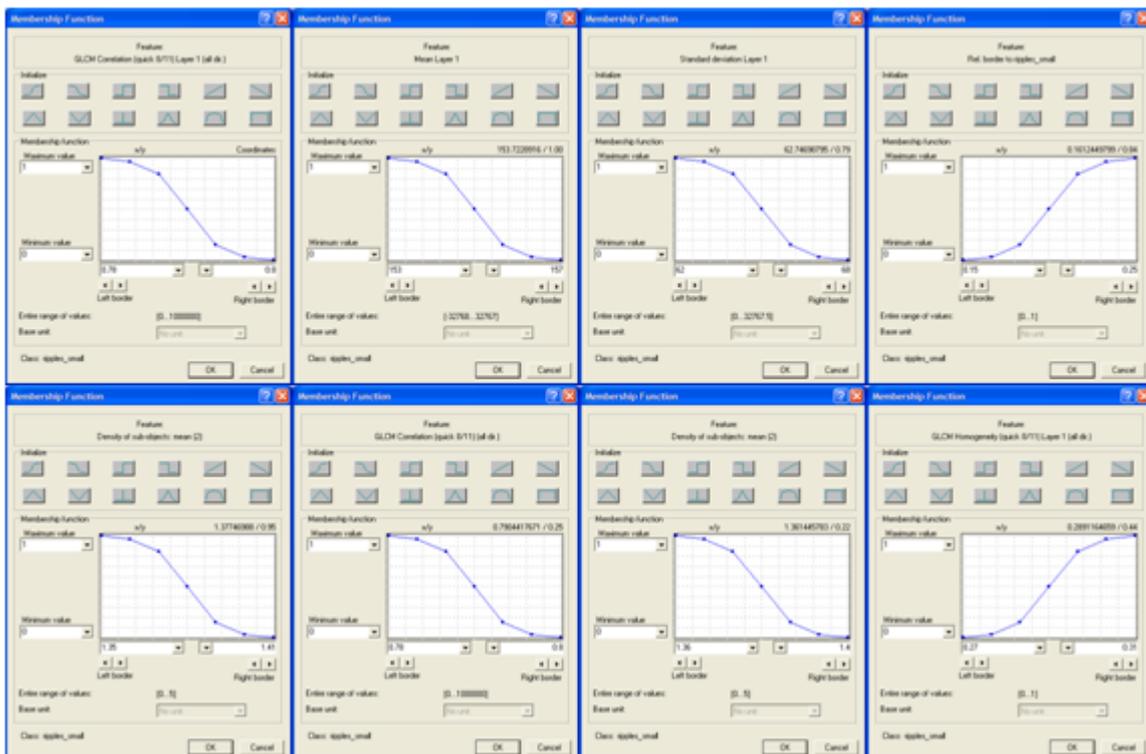
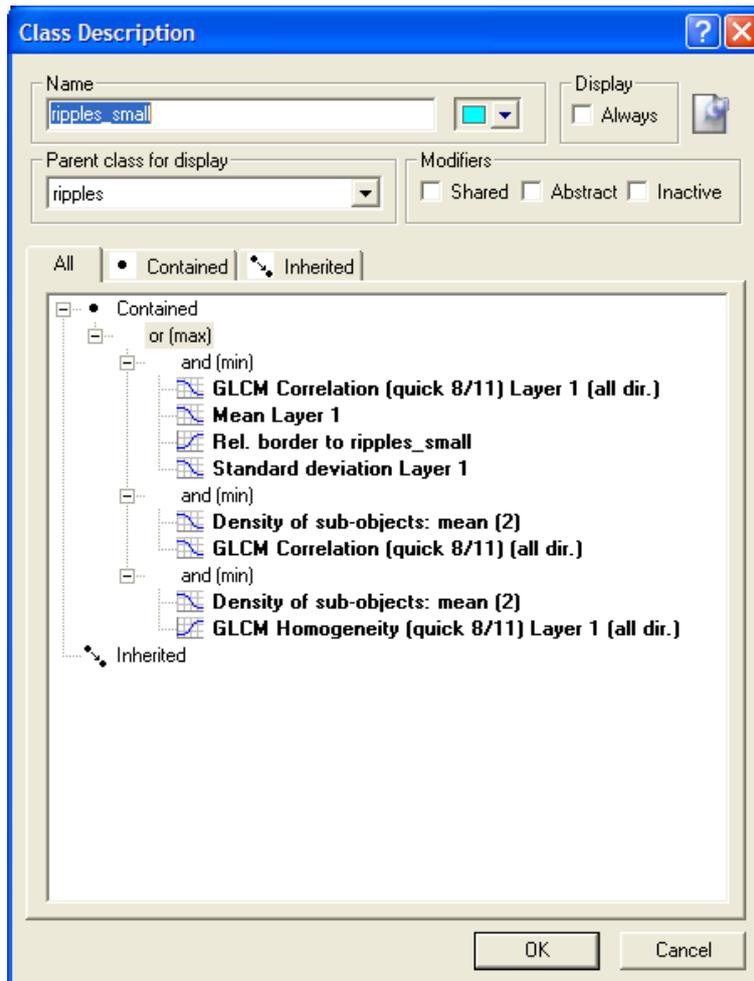
En el caso del *ruleset* para clasificar imágenes sonar se realizan 3 segmentaciones (*Multiresolution segmentation*) o niveles, mostrándose a continuación las capturas de pantalla que resumen los parámetros empleados en cada una de ellas.



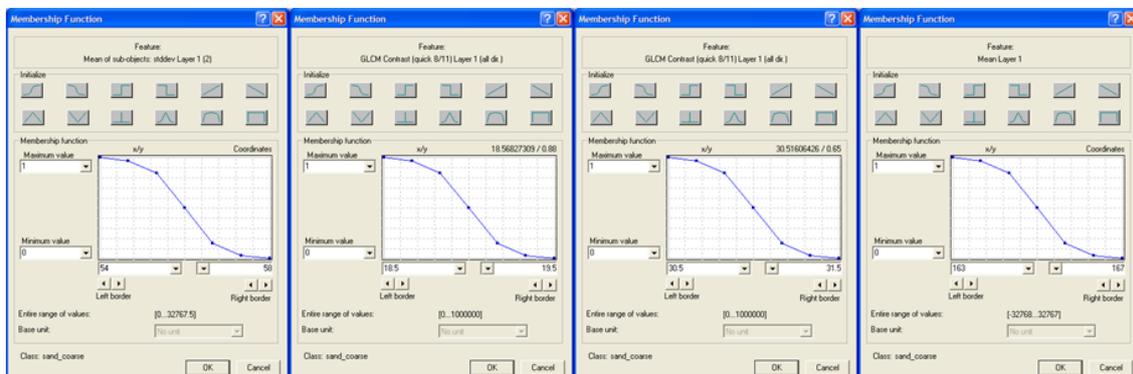
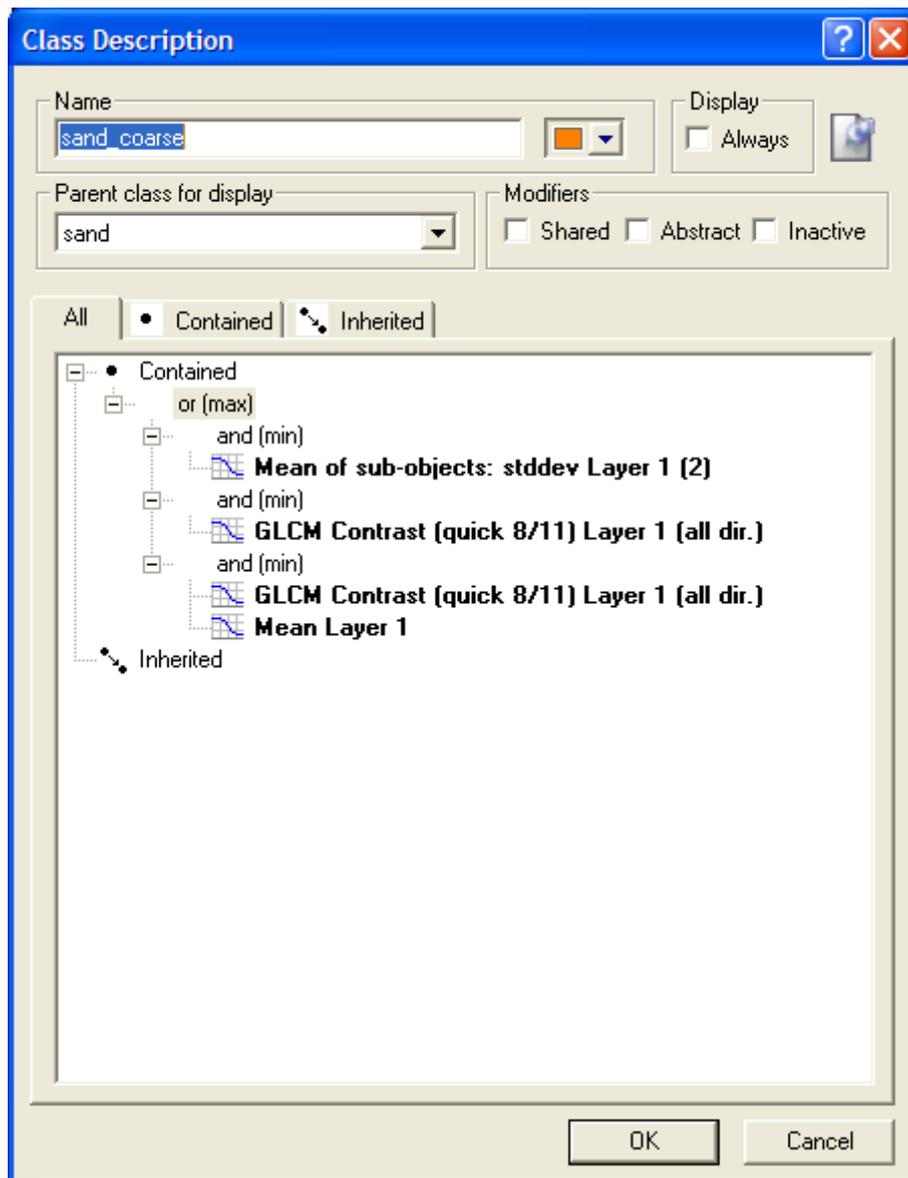


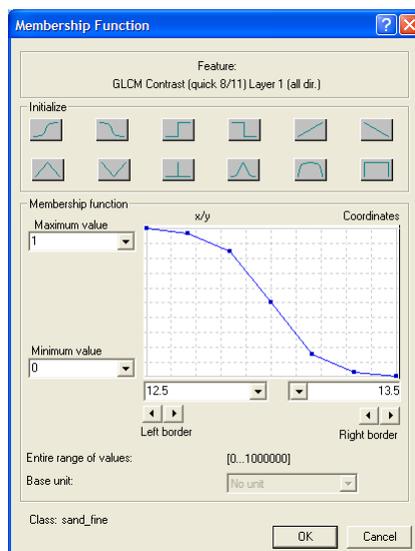
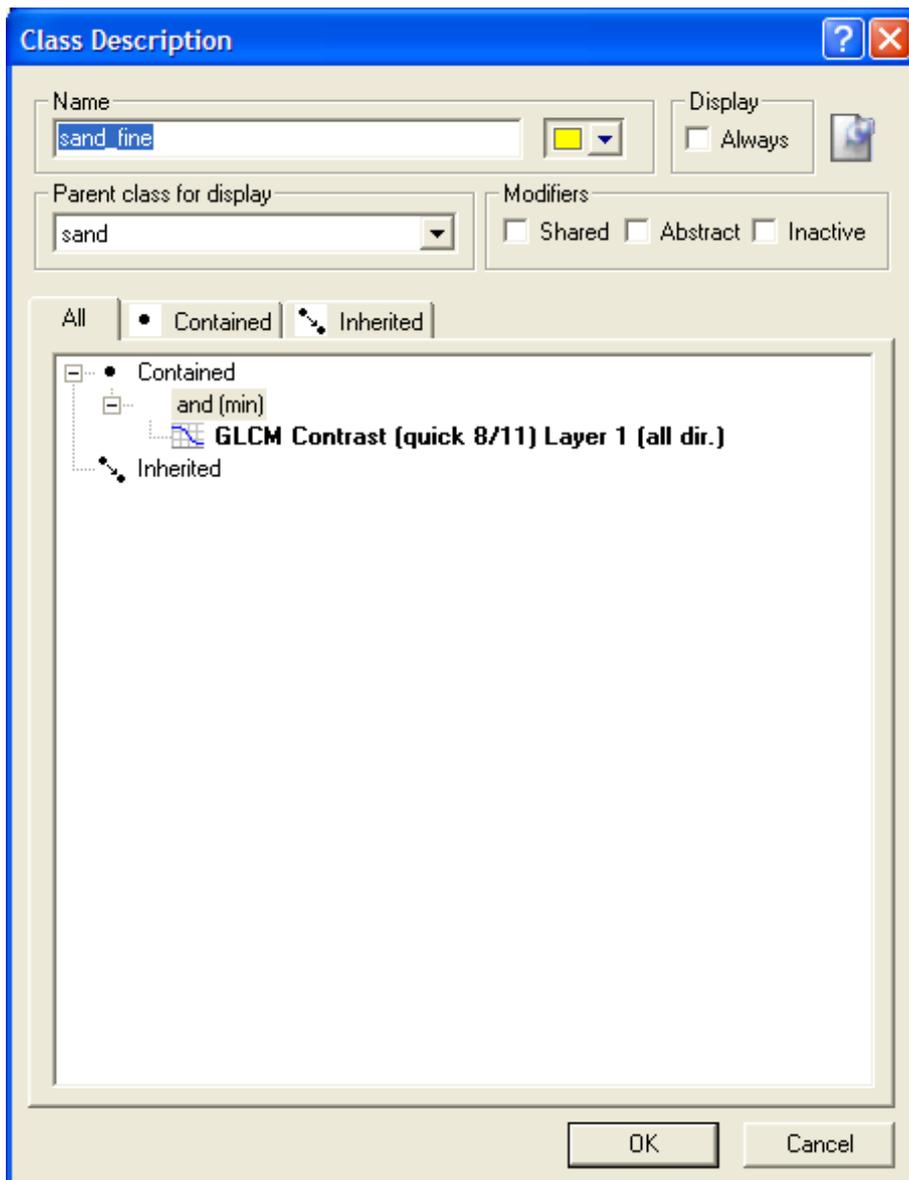
Con la imagen segmentada en varios niveles y después de probar con todos los parámetros de los que dispone Definiens para separar las clases, se definieron las clases para la clasificación teniendo en cuenta varios factores para cada clase. Por tanto se definen 6 clases según sus diferencias en la respuesta del sonar (arena gruesa, arena fina, roca, Posidonia, grandes ripples y pequeños ripples), posteriormente se reclasifican los valores en una única clase arena y otra única para ripples por no encontrarse diferencias significativas en los análisis granulométricos en las subclases. Finalmente la clase Track se seleccionó manualmente por su confusión con la clase Posidonia siendo muy fácil distinguir el camino del sonar en la imagen.











### Class Description

Name:   Always

Parent class for display:

Modifiers:  Shared  Abstract  Inactive

All  Contained  Inherited

- Contained
  - or (max)
    - and (min)
      - GLCM Homogeneity (quick 8/11) Layer 1 (all dir.)
      - Mean Diff. to neighbors (abs) Layer 1 (0)
      - Rel. border to seagrass
    - and (min)
      - GLCM Correlation (quick 8/11) Layer 1 (all dir.)
      - GLCM Homogeneity (quick 8/11) Layer 1 (all dir.)
- Inherited

OK Cancel

### Membership Function

Feature: GLCM Homogeneity (quick 8/11) Layer 1 (all dir.)

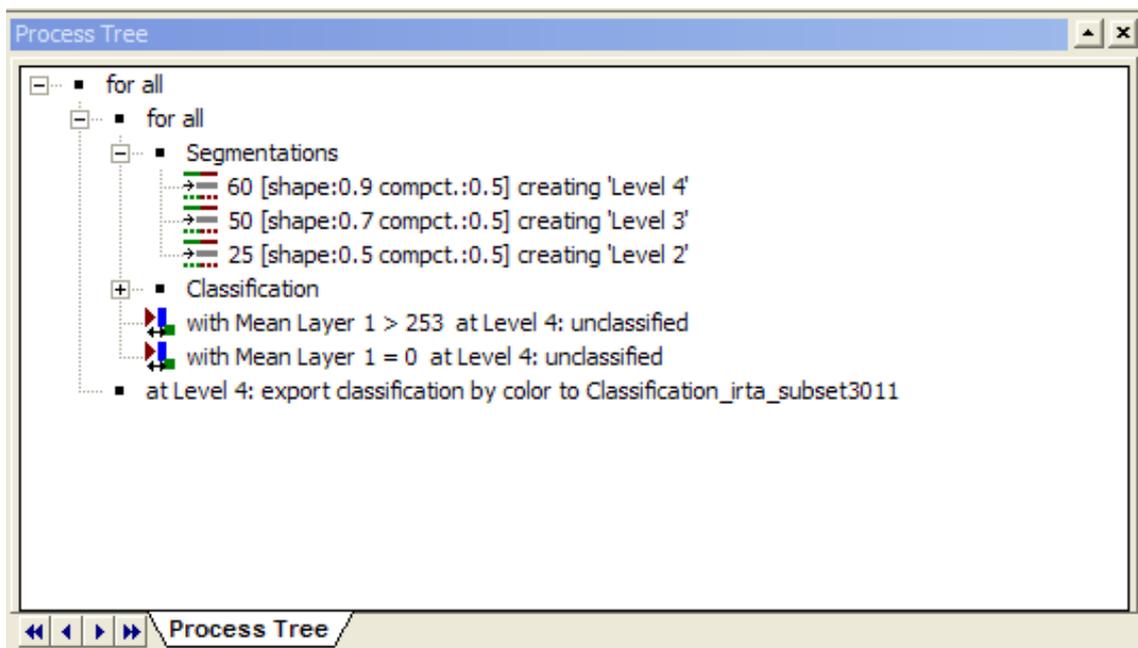
Membership function graph showing a curve from (0, 0) to (0.31, 1).  
 Maximum value: 1  
 Minimum value: 0  
 Left border: 0.27  
 Right border: 0.31  
 Enter range of values: [0, 1]  
 Base unit: No unit  
 Class: seagrass

OK Cancel

Four Membership Function dialog boxes are shown side-by-side, each for a different feature:

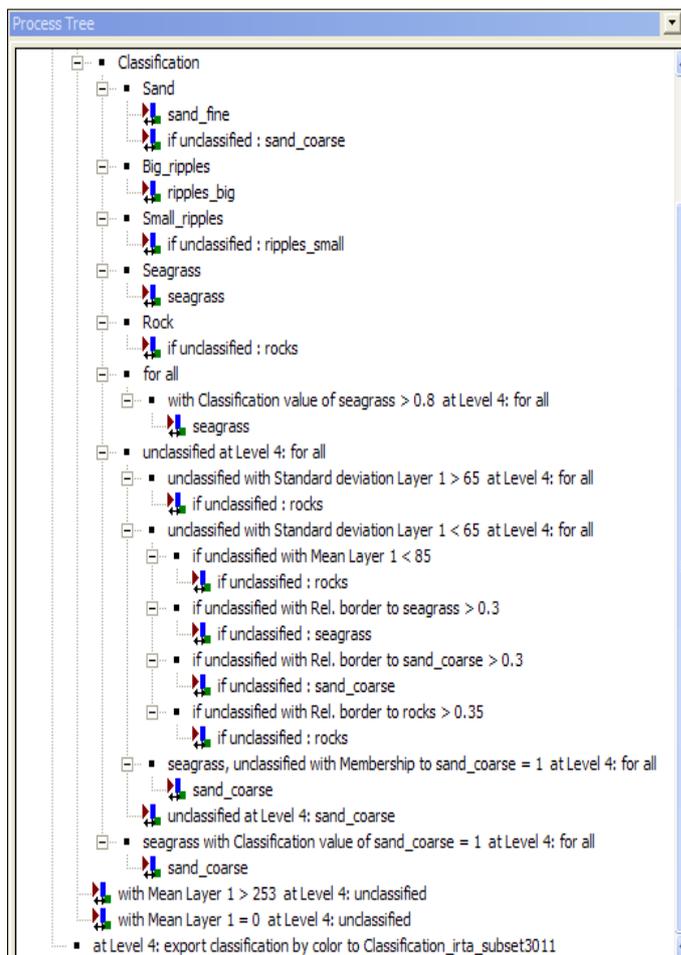
- GLCM Correlation (quick 8/11) Layer 1 (all dir.):** Maximum value: 0.7813277108 / 0.03, Left border: 0.76, Right border: 0.8.
- Rel. border to seagrass:** Maximum value: 0.132213814 / 0.107, Left border: 0.13, Right border: 0.17.
- GLCM Homogeneity (quick 8/11) Layer 1 (all dir.):** Maximum value: 0.273822388 / 0.05, Left border: 0.27, Right border: 0.31.
- Mean Diff. to neighbors (abs) Layer 1 (0):** Maximum value: 38.92172631 / 0.02, Left border: 38, Right border: 42.

Las capacidades del programa hacen posible realizar una clasificación únicamente definiendo las clases y utilizando la lógica difusa (*fuzzy logic*), o bien utilizando un *process tree* que consiste en una automatización de todas las operaciones de segmentación, definición de clases y clasificación y análisis (pero no permite la lógica difusa). En nuestro caso se ha utilizado un método mixto, de manera que tenemos la automatización de operaciones en nuestro *process tree* (Fig.1.10) y la versatilidad de la clasificación por la definición de umbrales que pueden ser todo lo amplios que queramos y que no consideran exclusivamente valores binarios sino valores comprendidos entre 0 y 1. De este modo tenemos una clasificación más flexible que se adapta a la heterogeneidad de las clases en las imágenes de prospecciones acústicas.



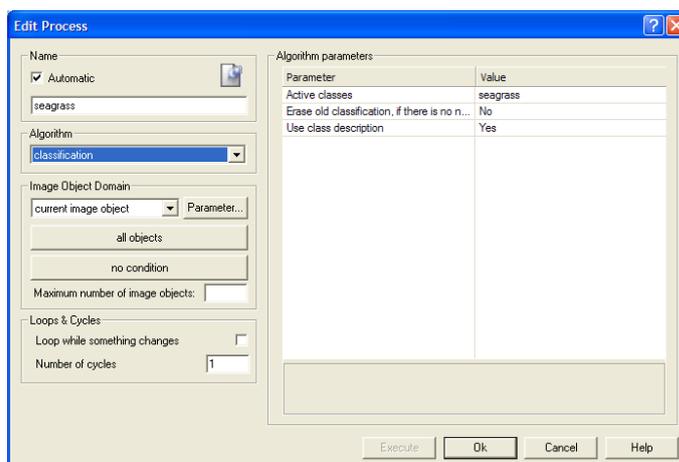
**Fig. 1.10. Captura de pantalla del *process tree* esquematizado.**

Si desarrollamos el proceso de clasificación total (Fig.1.11) vemos todas las operaciones de análisis que realiza nuestro *ruleset* además de utilizar la definición de clases que hemos visto anteriormente y los valores de las mismas (Tabla 1.1), obtenidos como se ha dicho con anterioridad a partir de continuas pruebas con diferentes imágenes, refinando constantemente la clasificación hasta encontrar los parámetros adecuados para nuestro objetivo.



**Fig. 1.11. Desarrollo proceso de clasificación total.**

El icono  representa que se efectúa un proceso de clasificación, en la cual se definen los parámetros en otro cuadro de diálogo que vemos en la siguiente captura de pantalla:



Finalmente el *process tree* se exportan los resultados de la clasificación en formato tiff.

## 1.4 RESULTADOS

La clasificación de imágenes sonar realizada con Definiens se basaba en analizar la respuesta acústica y parámetros texturales de varias muestras procedentes de videos submarinos para entrenar al clasificador, en este apartado se estudiará la fiabilidad de la clasificación obtenida sobre todas las muestras de campo y la correlación con la clasificación existente digitalizada manualmente mediante reconocimiento visual.

En el caso de la imagen de Montgó, la correspondencia entre los valores clasificados y los vídeos submarinos es casi total, no sólo en las coordenadas exactas de la muestra sino también en su entorno. De manera que las clases arena, ripples y Posidonia están perfectamente controladas en el sentido de que los vídeos<sup>1</sup> de estas clases corresponden a la misma clase en la clasificación. Únicamente en las muestras 28 y 30 (entre un total de 41 muestras) muestran discrepancias en la clasificación de fondos rocosos. En el caso de la muestra 28 se clasifica como Posidonia y arena (Fig.1.13).



**Fig. 1.13. Fondos coralígenos poco desarrollados en el cabo de San Antonio Imagen sonar clasificada, verde Posidonia, amarillo arena y rojo fondos duros**

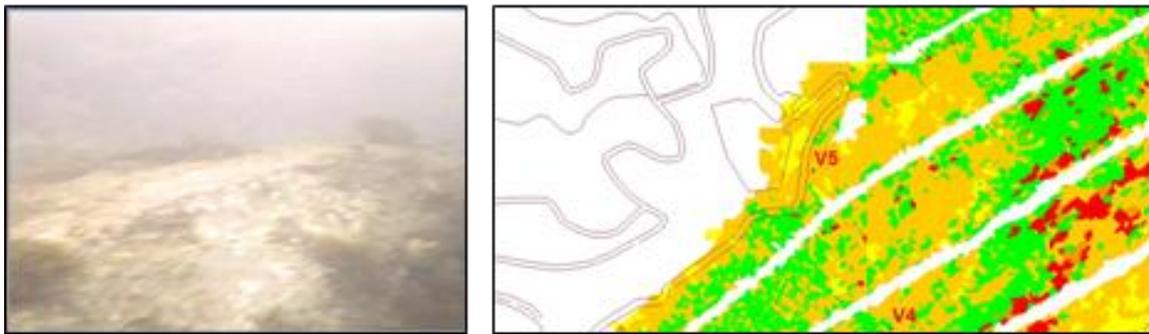
En el caso de la muestra 30 se crea confusión entre el fondo rugoso que se aprecia en el video y es clasificada como arena gruesa y Posidonia (Fig.1.14). Por tanto encontramos que aunque la clasificación en Montgó es muy buena, se cometen pequeños errores por omisión en el caso de la clase rocosa.



**Fig. 1.14 Comunidad esciáfila de modo calmo en fondos duros, aisladamente aparece Posidonia. En la imagen clasificada aparece como Posidonia y arena**

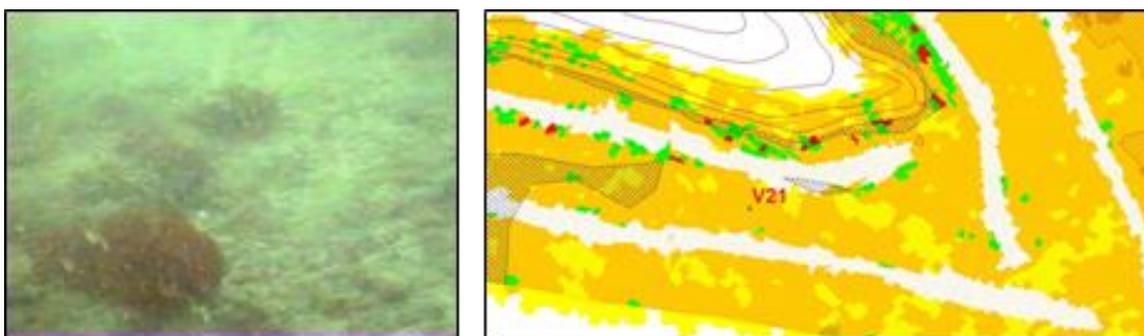
<sup>1</sup> Los videos son anexos del proyecto técnico del autor y otros. "Balizamiento e instalación de boyas de amarre en la reserva (marina) natural del parque natural del Montgó" (2006).

Para la campaña de sonar de Ifac encontramos una buena correspondencia de la clasificación, pero es de nuevo la clase de fondos rocosos la que presenta mayores discrepancias respecto a las muestras (total de 39 videos<sup>2</sup>). En la parte al sur del peñón únicamente la muestra 5 se identifica como conflictiva (Fig.1.15). El hecho de que la muestra 5 corresponda a fondos rocosos lisos hace que la respuesta sonar sea similar a los fondos blandos, y por tanto clasificada como tal.



**Fig. 1.15. Algas fotófilas sobre roca. Clasificación imagen como fondo blando.**

Al norte del peñón encontramos diferencias en tres muestras, en el caso de la muestra 21 el video indica que es un fondo duro, sin embargo está cubierto por una capa de arena, de manera que las amplitudes recogidas por el sonar no reflejan la textura del fondo rocoso, y el clasificador le asigna la clase arena. En la muestra 23 encontramos que corresponde a fondos rocosos con presencia escasa de Posidonia (Fig.1.16), en cambio se le asigna la clase arena; esto puede ser debido a que el clasificador analiza la “rugosidad” de la superficie, de manera que al tratarse de fondos lisos se le asigna la clase arena.



**Fig. 1.16. Fondo de roca. La clase arena es asignada a la muestra.**

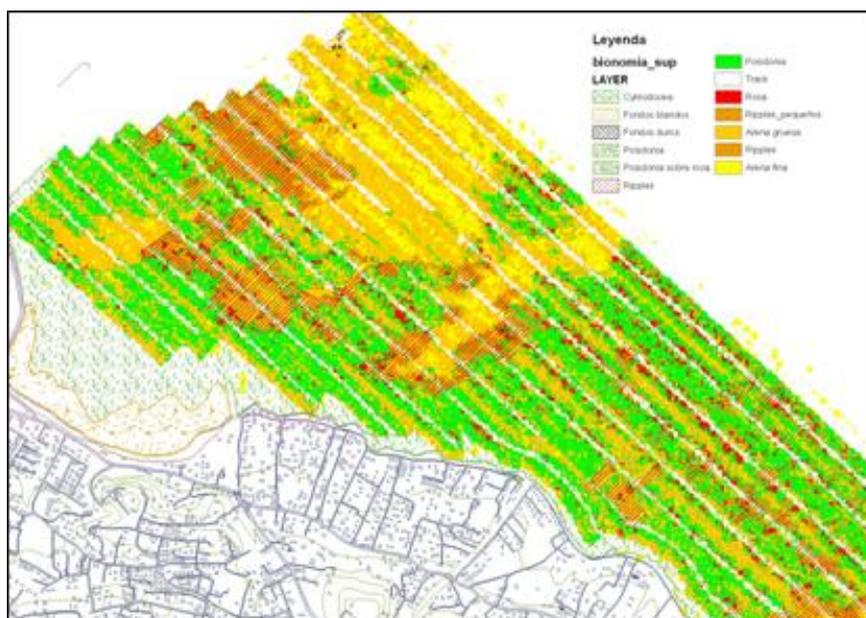
---

<sup>2</sup> Los videos son anexos del proyecto técnico del autor y otros "Proyecto de instalación de boyas de amarre sobre praderas de posidonia en la zona L.I.C. ES5211009 Ifac" (2006).

La muestra 35 hemos podido observar que corresponde a matas de *Posidonia oceanica* poco densas, con una alta presencia de matas muertas. Este hecho puede haber sido el causante de la discrepancia con la clasificación sonar, que asigna las clases ripples, Posidonia y roca.

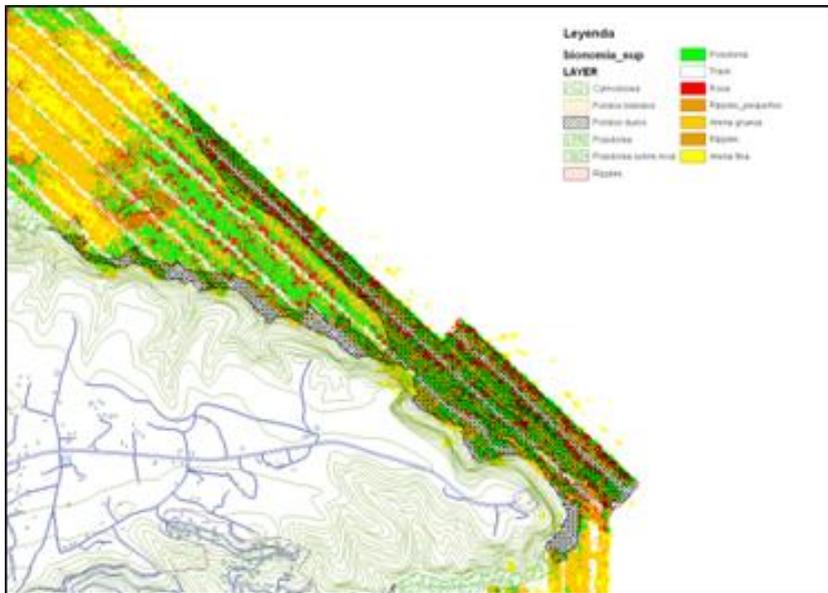
El caso de la zona de Irta es distinto al no haber praderas de *Posidonia oceanica* detectadas por el sonar, de manera que la única variabilidad en cuanto a tipos de fondo corresponde a una gran extensión de fondos blandos con escasos afloramientos rocosos en zonas muy próximas a la línea de costa. Según las muestras, se encuentra una pequeña pradera de *Cymodocea nodosa* pero su densidad es tan baja que es imposible detectarla mediante prospecciones acústicas. Por tanto todas las clasificaciones realizadas tendrán unos resultados muy similares correspondientes a la clase arena. Los mapas de bionomía disponibles se han obtenido de la misma manera que la mayoría de los mapas de fondos marinos a partir de datos sonar, esto es, digitalizando manualmente los límites de las estructuras detectadas visualmente sobre la imagen. Por tanto compararemos ahora el resultado de nuestra nueva metodología de clasificación con el método tradicionalmente empleado. Para ello se superponen ambos mapas con diferentes tramas y se realiza una comparación visual.

En el caso de Montgó los límites de las grandes estructuras coinciden en un alto grado, simplemente comentar que la clasificación realizada con Definiens presenta un grado de detalle más alto y mayor precisión en cuanto a la localización exacta de estos límites (Fig.1.17).



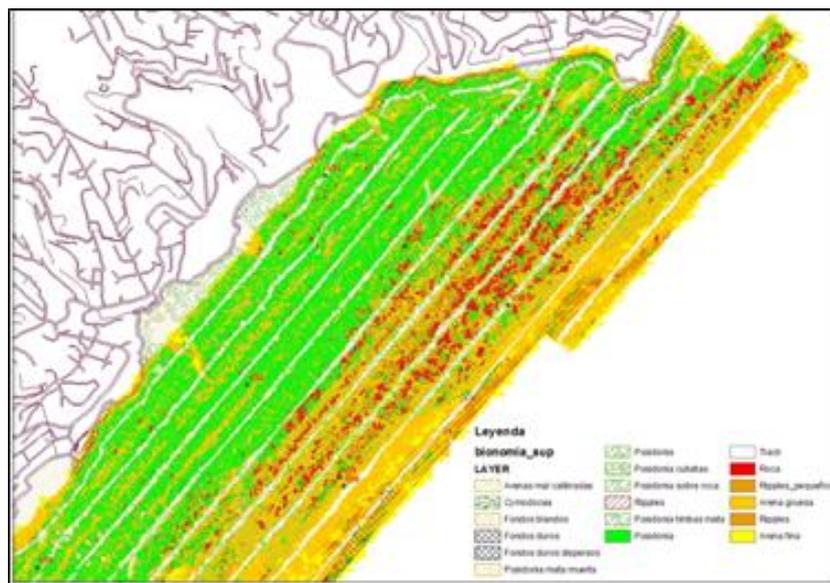
**Fig. 1.17. Comparación de clasificaciones entre clasificación tradicional (en tramas) y el nuevo método desarrollado (en colores), zona norte de Montgó.**

Las mayores discrepancias se deben a que la cartografía digitaliza manualmente generaliza demasiado los tipos de fondos, por ejemplo, en la zona centro (Fig.1.18) encontramos afloramientos rocosos en ambas clasificaciones, pero la clasificación con Definiens realiza una separación de clases mucho más fina.



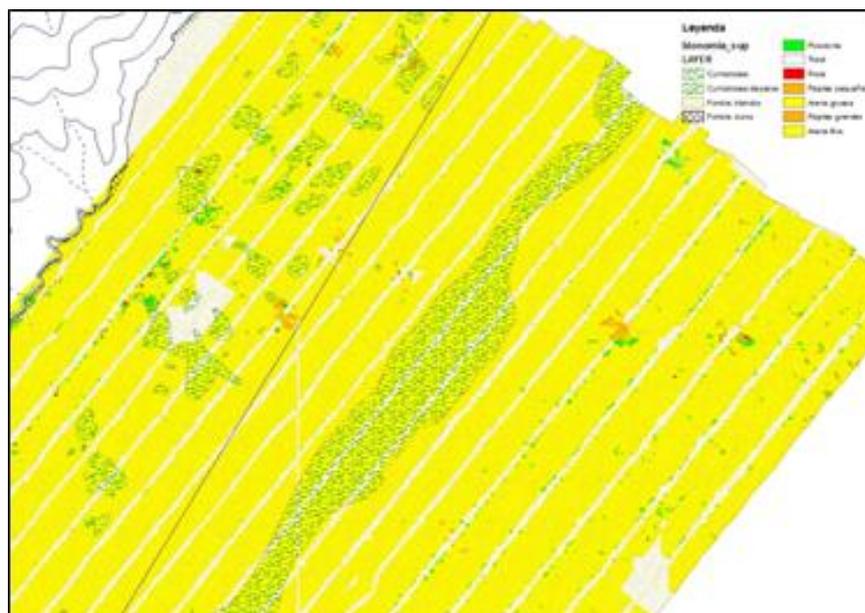
**Fig. 1.18. Comparación de clasificaciones entre clasificación tradicional (en tramas) y el nuevo método desarrollado (en colores), zona centro de Montgó.**

En la zona de Ifac se encuentra una buena correlación entre grandes estructuras de fondos, exceptuando la zona al norte del peñón (Fig.1.19). De nuevo encontramos diferentes clasificaciones al igual que al comparar con las muestras, lo que nos confirma que el fondo tiene una rugosidad similar a los fondos rocosos que confunde al clasificador.



**Fig. 1.19. Comparación de clasificaciones entre la clasificación tradicional (en tramas), y el nuevo método desarrollado (en colores), zona norte de Ifac.**

En la zona de Irta (Fig.1.20), la mayor discrepancia que encontramos es la clasificación como fondos blandos de la pradera de *Cymodocea nodosa*, inapreciable para el sonar.



**Fig. 1.20. Comparación de clasificaciones entre la clasificación tradicional (en tramas), y el nuevo método desarrollado (en colores), zona norte de Irta.**

## 1.5 DISCUSIÓN

La naturaleza de la franja costera está formada por una combinación de factores que incluyen mareas, corrientes y oleaje, que determinan la geomorfología costera, por otro lado, los hábitats y características biológicas litorales están influidos en gran medida por el aumento del nivel del mar, las variaciones climáticas y las actividades humanas. Por tanto nos encontramos ante ecosistemas naturales de especial sensibilidad a los cambios, que se encuentran bajo una presión antrópica fuera de lo común.

La correcta gestión integrada de las zonas costeras pasa irrevocablemente por el conocimiento exhaustivo de todos los procesos biológicos, químicos y físicos que afectan a una determinada zona, aprovechamiento de los recursos, protección y conservación del medio natural. Por tanto no se debe plantear un estudio particular ya que los factores implicados están intrínsecamente relacionados.

En este estudio en particular se ha pretendido analizar la viabilidad de nuevas metodologías para el cartografiado de las praderas de *Posidonia oceanica*, teniendo en cuenta la especial dificultad de las prospecciones y cartografiados submarinos. Para ello, en primer lugar se estudiaron los distintos métodos de prospección subacuática, llegando

a la conclusión de que el sonar de barrido lateral, mediante técnicas acústicas, produce los resultados de mayor resolución y sin un límite de profundidad.

Se ha desarrollado un método de caracterización de fondos marinos basado en técnicas de análisis de texturas para extraer la mayor cantidad de información posible a las imágenes sonar. Por tanto, se han mejorado cualitativa y cuantitativamente los métodos de clasificación tradicionales al desarrollar un procedimiento de clasificación automática que produce resultados de mayor resolución y eficacia.

Para extraer el mayor rendimiento al nuevo método desarrollado se hace especial hincapié en el correcto preprocesado de la imagen, especialmente en el tratamiento homogéneo de los datos sonar; siendo un error común al realizar el mosaicado promediar los valores en zonas de solape, que después producirán resultados erróneos.

A pesar de mejorar sustancialmente la metodología tradicional, la clasificación a partir de texturas no es perfecta como hemos visto en el análisis de resultados, sobre todo en la comparación con los datos más fiables como son las muestras de campo. De modo que encontramos limitaciones en el método, por ejemplo, el clasificador no distingue entre la diferente vegetación acuática, o la rugosidad de las superficies crea confusiones en la asignación de clases. Computando la precisión global podríamos decir que el error en las muestras es de un máximo del 10%, considerando así una buena clasificación.

Los errores de clasificación no están directamente relacionados con el clasificador sino con la respuesta de la señal sonar, es decir, que clases distintas pueden tener las mismas respuestas espectrales del sonar. Posiblemente añadiendo nuevos operadores texturales se podrían establecer más diferencias entre las clases, pero mientras que los softwares de tratamiento digital de imágenes no implementen estas funciones, resulta una labor ciertamente complicada. Otro modo de mejorar la interpretación del sonar consiste en añadir datos de batimetría continua, ya que la respuesta del sonar depende del ángulo que forma el fondo con el haz acústico, además del tipo de fondo. Sin la batimetría no sabemos si un fondo es oscuro porque absorbe la señal acústica (nos indicaría el tipo de fondo) o porque se encuentra casi paralelo al haz acústico. Mediante datos batimétricos de alta resolución solucionaríamos este problema y es posible que se pudieran establecer más diferencias dentro de las clases de asignación, como tipos de arenas (diferencia granulométrica), densidad de vegetación, y mayor precisión en la asignación de los fondos rocosos.

## 1.6 CONCLUSIONES

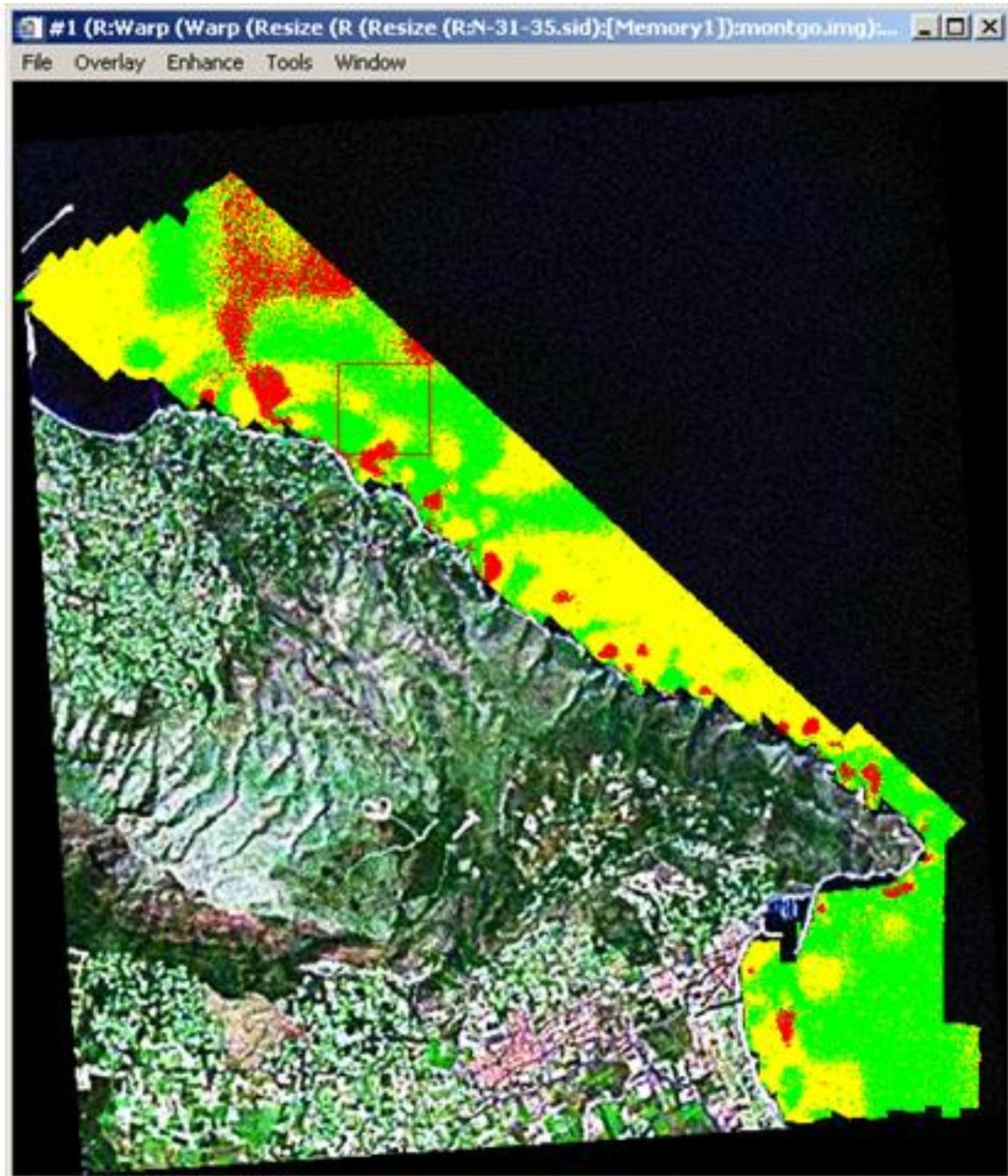
Esta metodología mejora cuantitativa y cualitativamente los resultados de las clasificaciones tradicionales manuales, ofreciendo resultados de mayor calidad y con mejores tiempos de procesado. El procedimiento de clasificación automática produce resultados de mayor resolución y eficacia.

Sin embargo, debemos conocer las limitaciones del método. Debido a que debemos introducir la escena en subimágenes, a veces se encuentran pequeñas incoherencias en las zonas de intersección al realizar el mosaico clasificado, si bien sólo afecta a los polígonos colindantes con los límites y suponen un escaso porcentaje de la imagen. Por otro lado el algoritmo de cálculo se ha mostrado muy estable con diferentes escenas (Montgó, Ifac e Irta), pero si introducimos una imagen sin filtrar (por ejemplo) los resultados cambian drásticamente. De manera que se debe seguir el mismo protocolo de preproceso a fin de obtener resultados coherentes.

Se han observado errores en las imágenes clasificadas debido a un preproceso erróneo al tomar valores medios de amplitudes sonar en zonas de solape entre pasadas. Por tanto se recomienda que las imágenes sonar sigan el mismo procesamiento previo en todas sus zonas por igual.



## 2. CARACTERIZACIÓN DE FONDOS SOMEROS MEDIANTE IMÁGENES DE SATÉLITE COMO QUICKBIRD, LANDSAT ETM+ Y ORTOFOTOS.



*Clasificación de la ETM+ de la zona de estudio en Montgó. En amarillo se representan los fondos blandos, en verde la Posidonia oceanica y en rojo los fondos rocosos*

## ÍNDICE DEL CAPITULO

<b>2</b>	<b>CARACTERIZACIÓN DE FONDOS SOMEROS MEDIANTE IMÁGENES DE SATÉLITE COMO QUICKBIRD, LANDSAT ETM+ Y ORTOFOTOS.</b>	<b>59</b>
2.1	<i>INTRODUCCIÓN</i>	59
2.1.1	Las distintas franjas del espectro óptico	59
2.1.2	El agua en el espectro óptico	60
2.2	<i>MATERIAL Y METODOS</i>	61
2.2.1	ORTOFOTOGRAFÍAS	61
2.2.1.1	Preproceso	61
2.2.1.2	Clasificación de ortofotos de Montgó	62
2.2.1.3	Clasificación de ortofotos de Ifac	64
2.2.2	QUICKBIRD	66
2.2.2.1	Acerca del sensor satelital QuickBird	66
2.2.2.2	Características del sensor satelital QuickBird	66
2.2.2.3	Clasificación de una imagen Quickbird de Ifac	67
2.2.2.4	Preproceso	67
2.2.3	ETM+ de Landsat	69
2.2.3.1	Preproceso	69
2.2.3.2	Clasificación de ETM+ de Montgó	70
2.2.3.3	Clasificación de ETM+ de Ifac	73
2.2.3.4	Clasificación de ETM+ de Irta	75
2.3	<i>RESULTADOS Y DISCUSIÓN</i>	76
2.3.1	COMPARACIÓN DE ORTOFOTOS CON SONAR	76
2.3.2	COMPARACIÓN DE QUICKBIRD CON SONAR	78
2.3.3	COMPARACIÓN DE ETM+ CON SONAR	79
2.4	<i>CONCLUSIONES</i>	80

## **2 CARACTERIZACIÓN DE FONDOS SOMEROS MEDIANTE IMÁGENES DE SATÉLITE COMO QUICKBIRD, LANDSAT ETM+ Y ORTOFOTOS.**

### **2.1 INTRODUCCIÓN**

Este apartado trata de examinar las capacidades de varios sensores remotos dentro del espectro óptico para la caracterización del fondo marino. Debemos tener en cuenta las características del espectro óptico y de qué manera responden las coberturas acuáticas a estas franjas del espectro.

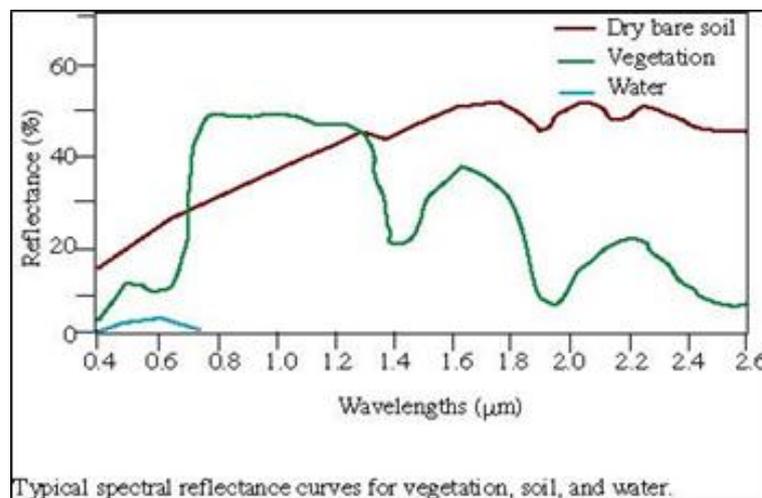
#### **2.1.1 Las distintas franjas del espectro óptico**

- Espectro visible (0.4 a 0.7  $\mu\text{m}$ ). Única radiación electromagnética perceptible a nuestros ojos. Se distinguen tres bandas fundamentales: azul (0.4-0.5  $\mu\text{m}$ ), verde (0.5-0.6  $\mu\text{m}$ ) y rojo (0.6-0.7  $\mu\text{m}$ ).
- Infrarrojo cercano (IRC o NIR 0.7-1.3  $\mu\text{m}$ ). También se denomina infrarrojo próximo, reflejado o fotográfico, puesto que parte de él puede detectarse a partir de películas dotadas de emulsiones especiales. Resulta de especial importancia por su capacidad para discriminar masas vegetales y concentraciones de humedad.
- Infrarrojo medio (1.3-8  $\mu\text{m}$ ). En esta región se entremezclan los procesos de reflexión de luz solar y de emisión de la superficie terrestre. La primera banda se sitúa entre 1.3 y 2.5  $\mu\text{m}$  y se denomina infrarrojo de onda corta (SWIR), que resulta idónea para estimar el contenido de humedad en la vegetación o suelos. La segunda, comprendida en torno a 3.7  $\mu\text{m}$ , se conoce como infrarrojo medio (IRM), siendo determinante para la detección de focos de alta temperatura.
- Infrarrojo lejano o térmico (IRT o TIR, 8 a 14  $\mu\text{m}$ ), que incluye la porción emisiva de espectro terrestre, donde se detecta el calor proveniente de la mayor parte de las cubiertas terrestres.

### 2.1.2 El agua en el espectro óptico.

Las superficies acuáticas absorben o transmiten la mayor parte de la radiación óptica que reciben, siendo mayor su absorptividad cuanto mayor sea la longitud de onda. La mayor reflectividad del agua clara se produce en la banda del azul, reduciéndose paulatinamente hacia el infrarrojo cercano y medio, donde es prácticamente nula. Por esa razón la frontera tierra-agua es muy nítida en esa banda.

La variabilidad del agua es más fácilmente detectable en las longitudes de onda cortas (azul y verde), y se relaciona con su profundidad, contenido de materiales en suspensión (clorofila, sedimentos y nutrientes), y la rugosidad de la superficie. La turbidez del agua, relacionada con el contenido de sedimentos, implica aumento de reflectividad en todas las bandas del visible, para distintos tamaños de partícula.



**Fig. 2.1. Reflectancia espectral del agua y otras coberturas.**

La profundidad del agua influye directamente en el aporte de reflectividad derivado de los fondos. En aguas poco profundas la reflectividad aumenta, ya que se mezcla en el flujo recibido la reflectividad de los fondos. En consecuencia, la absorptividad será tanto mayor cuanto más profunda sea la capa de agua. Para imágenes Landsat-TM se estima que la profundidad de agua máxima que puede determinarse alcanza 6.4 m en la banda del azul, 3 en la verde y 2.1 m en la roja (Chuvieco 2002).

Se ha explicado que las bandas de longitud de onda más corta (azul y verde) alcanzan mayor penetración dentro del agua, no obstante, debemos tener en cuenta que son las bandas que sufren las mayores alteraciones por efectos atmosféricos, razón por la cual las plataformas comerciales no incluyen bandas de longitudes de onda más corta.

## **2.2 MATERIAL Y METODOS**

El uso de sensores espaciales para el cartografiado marino proporciona una serie de ventajas, entre las que destaca la alta periodicidad en la toma de datos (16 días para Landsat, a partir de 4 días para Quickbird), o el tratamiento automatizado de la información. En cambio, su uso está limitado a zonas costeras muy someras y la respuesta espectral recibida depende en gran medida de la turbidez del agua, de la profundidad y del estado del mar en el momento de la toma (el oleaje distorsiona la señal). Además, en el caso de fotografía aérea y ortofotografías es fundamental que la iluminación de toda la escena sea homogénea, evitando especialmente captar el reflejo del sol en el mar, que causaría zonas inservibles para el análisis.

Conociendo las limitaciones del método haremos un estudio pormenorizado de varios sensores como ortofotografías, imágenes Quickbird (resolución 0.6 m) y Landsat ETM+ (resolución 14.25 m) aplicando caracterizaciones de fondo marino sobre nuestras zonas de estudio.

### **2.2.1 ORTOFOTOGRAFÍAS**

Se dispone de varias series de ortofotos a escala 1:5.000 de las zonas de Montgó e Ifac procedentes del Instituto Cartográfico Valenciano (ICV) de un vuelo del año 2005. Cabe destacar que las ortofotos convencionales proporcionadas por el ICV contienen la zona marina enmascarada, de manera que es imposible realizar cualquier análisis, por tanto, hay que ser cuidadosos a la hora de encargar material de este tipo.

La resolución espacial de las imágenes es de 0.5 m y están descompuestas en las bandas del visible (RGB). Así mismo, el sistema de coordenadas utilizado en las ortofotos es UTM en el sistema de referencia de la cartografía española ED-50. Puesto que trabajaremos en el mismo sistema de referencia no es necesaria ninguna transformación de datum.

#### **2.2.1.1 Preproceso**

En primer lugar se procede al mosaicado de las ortofotos para cubrir las zonas de las prospecciones acústicas. Esta etapa requiere un alto tiempo de procesado debido a

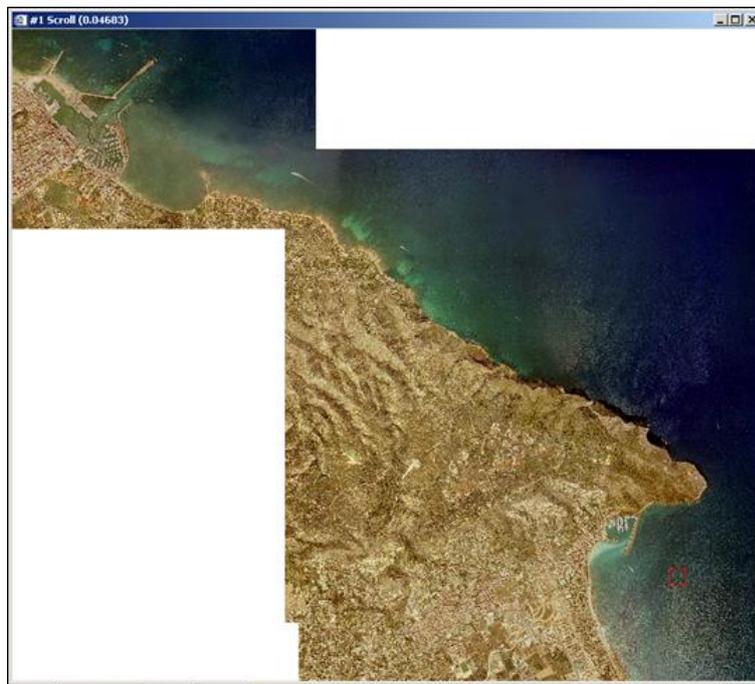
que las ortofotos están en formato ECW (formato comprimido por *wavelets* de ER Mapper) con lo que es necesario convertirlas a un formato de ENVI IDL (software de procesamiento digital de imágenes) que llega a ocupar hasta 50 veces más. Posteriormente se realiza una selección de la zona de interés con el objetivo de minimizar el tamaño de la imagen para su posterior proceso.

Antes de la clasificación enmascararemos la imagen para eliminar la zona de tierra, esto nos proporcionará un tiempo de procesado más corto y eliminará posibles errores de clasificación en estas zonas que no nos interesan.

Los algoritmos que se utilizarán para la clasificación de las ortofotos serán los de clasificación supervisada por máxima probabilidad (Maximum Likelihood) basados en las fórmulas de Bayes. Para ello se seleccionan unas muestras de aprendizaje que utiliza el clasificador para identificar y asignar las clases al resto de la escena. Se utilizarán las tres bandas del visible.

### **2.2.1.2 Clasificación de ortofotos de Montgó**

Tras realizar el mosaico y recorte de la escena obtenemos la imagen que se clasificará (Fig.2.2).

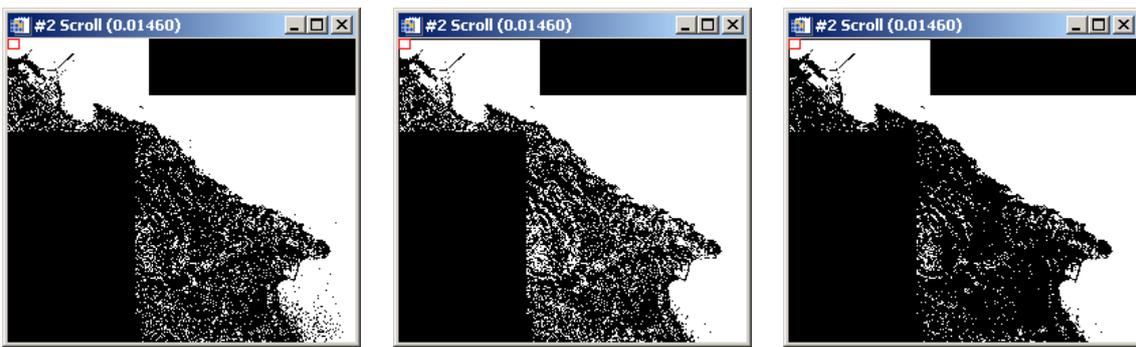


**Fig. 2.2. Mosaico recortado de ortofotos de la zona de Montgó.**

Se pueden apreciar visualmente las diferencias tonales en el límite superior de la *Posidonia oceanica* sobretodo en la zona próxima al puerto, por lo que seleccionando correctamente las muestras de aprendizaje obtendremos una buena clasificación de este tipo de fondo, por lo menos en las zonas someras.

En la ortofoto de Montgó se distingue la heterogeneidad en la iluminación que advertíamos antes. En la zona al sur del cabo se aprecia que la luz solar se refleja más que en la zona norte, evidentemente este factor nos afectará la clasificación final.

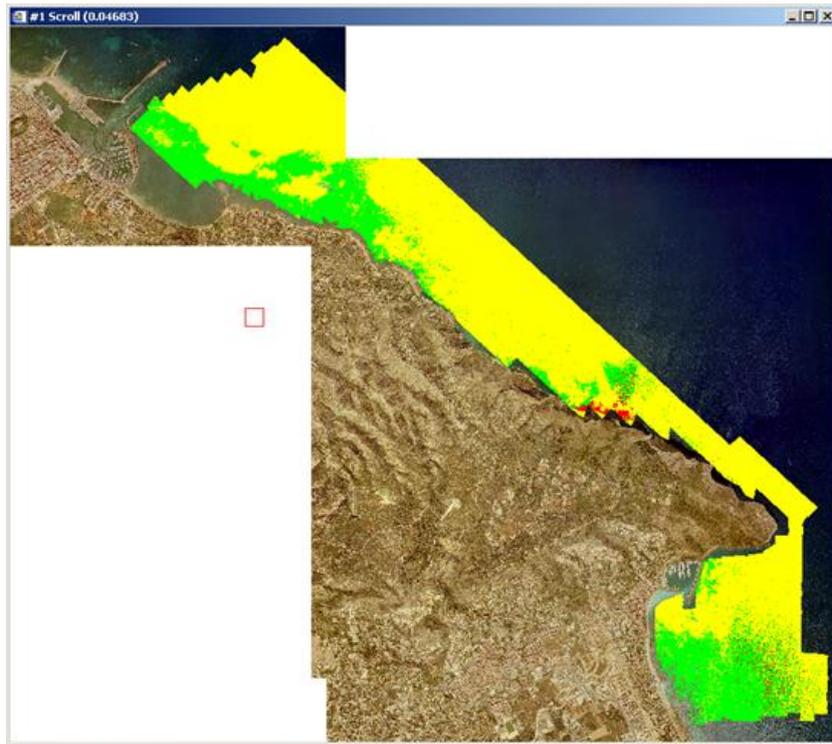
Para la creación de una máscara que discrimine la zona de tierra se aplica una binarización de la imagen (Fig.2.3) tomando el umbral de la banda del rojo mayor que 120. Secuencialmente se aplican filtros morfológicos para que la toda la zona marina tenga valor 1 (blanco) por medio de un filtro “closing” 5x5, y un filtro “opening” de 13x13 para que la mayor parte de la zona de tierra tenga valor 0 (negro).



**Fig. 2.3. Secuencia para la creación de una máscara binaria.**

Posteriormente se clasifica la ortofoto con las muestras seleccionadas gráficamente sobre la imagen y especificando a qué clase corresponde cada polígono.

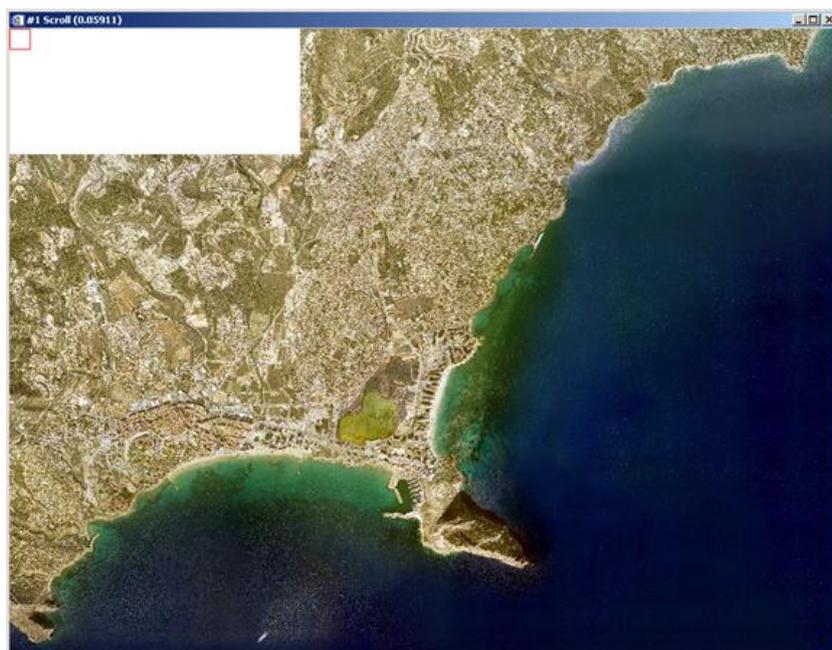
Finalmente se obtiene la imagen clasificada que es enmascarada de nuevo para seleccionar únicamente la zona donde se ha realizado la prospección con sonar a fin de establecer comparaciones (Fig.2.4).



**Fig. 2.4. Clasificación de la ortofoto, zona de estudio en Montgó. En amarillo fondos blandos, en verde presencia de Posidonia y en rojo fondos rocosos.**

### **2.2.1.3 Clasificación de ortofotos de Ifac**

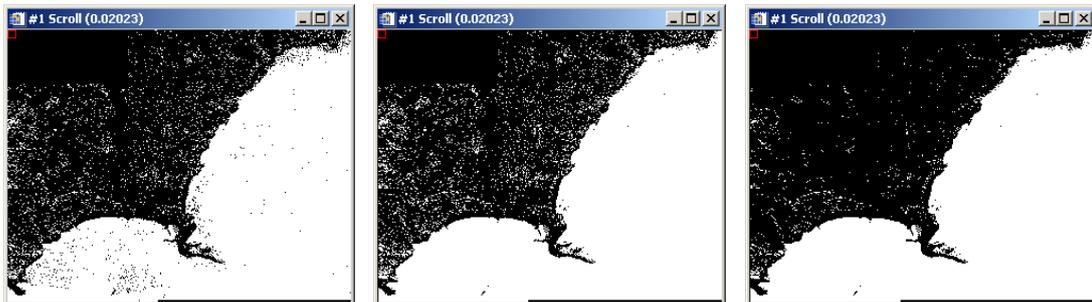
Tras el mosaico y recorte de las ortofotos originales se obtiene la imagen a clasificar de Ifac (Fig.2.5).



**Fig. 2.5. Mosaico recortado de ortofotos de la zona de Ifac.**

Se ha realizado un proceso análogo al caso de Montgó para binarizar la imagen separando la zona acuática de la zona de tierra (Fig.2.6). En este caso se realiza una umbralización combinada tomando valores menores a 90 en el rojo, 140 en el verde y 125 en el azul. Luego se aplican los filtros morfológicos para que la toda la zona marina tenga valor 1 (blanco) “closing” 5x5 y “opening” 11x11 para que la mayor parte de la zona de tierra tenga valor 0 (negro).

Los valores utilizados son los obtenidos a partir de pruebas con diferentes umbrales por cada una de las tres bandas o en su caso de los filtros, que se van refinando hasta alcanzar los parámetros adecuados a nuestro objetivo.



**Fig. 2.6. Secuencia para la creación de una máscara binaria.**

Como en el caso anterior se clasifica la ortofoto con las muestras seleccionadas gráficamente, especificando a qué clase corresponde cada polígono y se obtiene la imagen clasificada que es enmascarada de nuevo para seleccionar únicamente la zona donde se ha realizado la prospección con sonar (Fig.2.7).



**Fig. 2.7. Clasificación de la ortofoto zona de estudio en Ifac. En amarillo fondos blandos, en verde presencia de Posidonia y en rojo fondos rocosos.**

## 2.2.2 QUICKBIRD

### 2.2.2.1 Acerca del sensor satelital QuickBird

QuickBird es un satélite de alta resolución de propiedad y operado por DigitalGlobe. Utiliza un sensor exclusivo Sensor BGIS 2000 (PDF), con un grado de detalle de 0.61m píxeles de resolución. Este satélite es una excelente fuente de información ambiental para el análisis de los cambios en la utilización terrestre, en la agricultura y climatización forestal (SIC).



**Fig. 2.8. Imágenes del lanzamiento y puesta en órbita del satélite Quickbird.**

### 2.2.2.2 Características del sensor satelital QuickBird

En la tabla 2.1 se describen las principales particularidades del sensor Quickbird. (SIC).

**Tabla 2.1. Principales particularidades del sensor Quickbird.**

Fecha de lanzamiento	18 de Octubre del 2001
Vehículo utilizado	Boeing Delta II
Ubicación del lanzamiento	Vandenberg Air Force Base, California, E.E.U.U
Altitud de órbita	450 Km
Inclinación de órbita	97.2°, sincronización solar
Velocidad	7.1 Km/segundos - 25,560 Km/hora
Horario de cruce por el Ecuador	10:30 a.m. (nódulo en descenso)
Tiempo en órbita	93.5 minutos
Tiempo de regreso	1-3.5 días dependiendo en latitud (30° off-nadir)
Anchura de ringlera	16.5 Km x 16.5 Km a nadir
Exactitud métrica	23-metros horizontal (CE90%)
Digitación	11 bits
Resolución	Pan: 61 cm (nadir) to 72 cm (25° off-nadir)
	MS: 2.44 m (nadir) to 2.88 m (25° off-nadir)
Bandas de imagen	Pan: 450 - 900 nm
	Azul: 450 - 520 nm
	Verde: 520 - 600 nm
	Roja: 630 - 690 nm
	Cerca IR 760 - 900 nm

### **2.2.2.3 Clasificación de una imagen Quickbird de Ifac**

Con estas características se ha adquirido una escena de la zona de Ifac compuesta por 5 bandas, la banda pancromática con una resolución de 0.6 m y las bandas multiespectrales (R-G-B-NIR) con una resolución de 2.4 m (Fig.2.9). La escena fue tomada el 4 de noviembre de 2004.

### **2.2.2.4 Preproceso**

Tras un remuestreo (mediante técnicas de fusión por componentes principales) se obtienen las 4 bandas que nos interesan para el estudio a la resolución de la banda pancromática.

La imagen original tiene como sistema de referencia WGS84, que debemos reproyectar a ED50 para establecer comparaciones con otros sensores y métodos de prospección.



**Fig. 2.9. Escena multiespectral de la zona de Ifac.**

Se puede observar que la escena (Fig.2.9) no contiene nubes y tiene una iluminación homogénea, a diferencia de las ortofotos analizadas, este hecho es de vital importancia debido a la escasa variabilidad espectral en las zonas marinas, y por consiguiente, cualquier heterogeneidad en la iluminación provoca errores de clasificación.

El análisis realizado se basa en la detección específica del límite superior e inferior de las praderas de *Posidonia oceanica*, utilizando para este fin las capacidades del software **Definiens**. Se trata de establecer una zonificación de las áreas de arena y de vegetación submarina mediante la ya conocida umbralización utilizada por el software, esta clasificación está basada en la umbralización de infinidad de índices que **Definiens** permite crear, el grupo de normas válido se logra a partir de continuas pruebas con diferentes imágenes.

Al igual que en las clasificaciones de las imágenes sonar, con la Quickbird también debemos dividirla en subimágenes para su procesado debido a su tamaño.

Como resultado obtenemos un mapa de localización de las praderas, resaltando la calidad en el cartografiado del límite más próximo a la costa.

Como resultado obtenemos un mapa de localización de las praderas (Fig.2.10), resaltando la calidad en el cartografiado del límite más próximo a la costa.



**Fig. 2.10. Caracterización de la imagen Quickbird de Ifac, en verde se representan las praderas de *Posidonia oceanica*.**

### 2.2.3 ETM+ de Landsat

El programa Landsat fue desarrollado por la agencia espacial norteamericana a finales de la década de los sesenta, y fue el primer proyecto exclusivamente dedicado a la observación de los recursos terrestres.

El último lanzamiento de la agencia consiste en el ETM+ (Enhanced Thematic Mapper), que mejora las características del TM (Thematic Mapper), añadiéndole una banda pancromática de 15 m de resolución, y aumentando la resolución de la banda térmica a 60 m. Mediante técnicas de fusión de datos es posible obtener todas las bandas a esa resolución de 15 m. Chuvieco 2002. El ETM+ dispone de 7 bandas (Tabla 2.2).

**Tabla 2.2. Bandas ETM+**

<i>Banda</i>	<i>ETM+</i>	
1	0.45-0.52 $\mu\text{m}$	<i>Azul</i>
2	0.53-0.61 $\mu\text{m}$	<i>Verde</i>
3	0.63-0.69 $\mu\text{m}$	<i>Rojo</i>
4	0.75-0.9 $\mu\text{m}$	<i>NIR</i>
5	1.55-1.75 $\mu\text{m}$	<i>SWIR</i>
6	10.4-12.5 $\mu\text{m}$	<i>TIR</i>
7	2.1-2.35 $\mu\text{m}$	<i>SWIR</i>

En el presente estudio se han obtenido las imágenes ETM+ del sitio web <http://glcf.umiacs.umd.edu> llamado Global Land Cover Facility de la Universidad de Maryland.

Las imágenes utilizadas del ETM+ solo disponen de 3 de las 7 bandas del sensor completo, al tratarse de mosaicos de ETM+. Por tanto se utilizarán las bandas 7-4-2 que corresponden respectivamente al infrarrojo de onda corta, el infrarrojo próximo y la banda del verde. Como ya se ha explicado, la banda del verde será la más útil para desarrollar las clasificaciones de las zonas marinas.

Hemos de tener en cuenta además, que la resolución que utiliza el ETM+ (15 m) es sensiblemente inferior a las utilizadas previamente en las ortofotos y en la Quickbird, con lo que a priori podemos deducir que las clasificaciones no tendrán la calidad de las anteriores.

#### 2.2.3.1 Preproceso

El proceso de clasificación que seguiremos será análogo al caso de las ortofotos. En primer lugar seleccionamos la escena Landsat que cubra cada zona de estudio y

realizamos un recorte de la escena por tratarse de grandes extensiones que ralentizarían nuestros procesos.

Debido a que el sistema de referencia de las coordenadas es WGS84, será necesaria una transformación de datum a ED50.

Antes de la clasificación enmascararemos la imagen para eliminar la zona de tierra. Finalmente se utilizarán los mismos algoritmos de clasificación supervisada por Máxima probabilidad (Maximun Likelihood) basados en las fórmulas de Bayes sobre las tres bandas disponibles. Para ello se seleccionan unas muestras de aprendizaje que utiliza el clasificador para identificar y asignar las clases al resto de la escena.

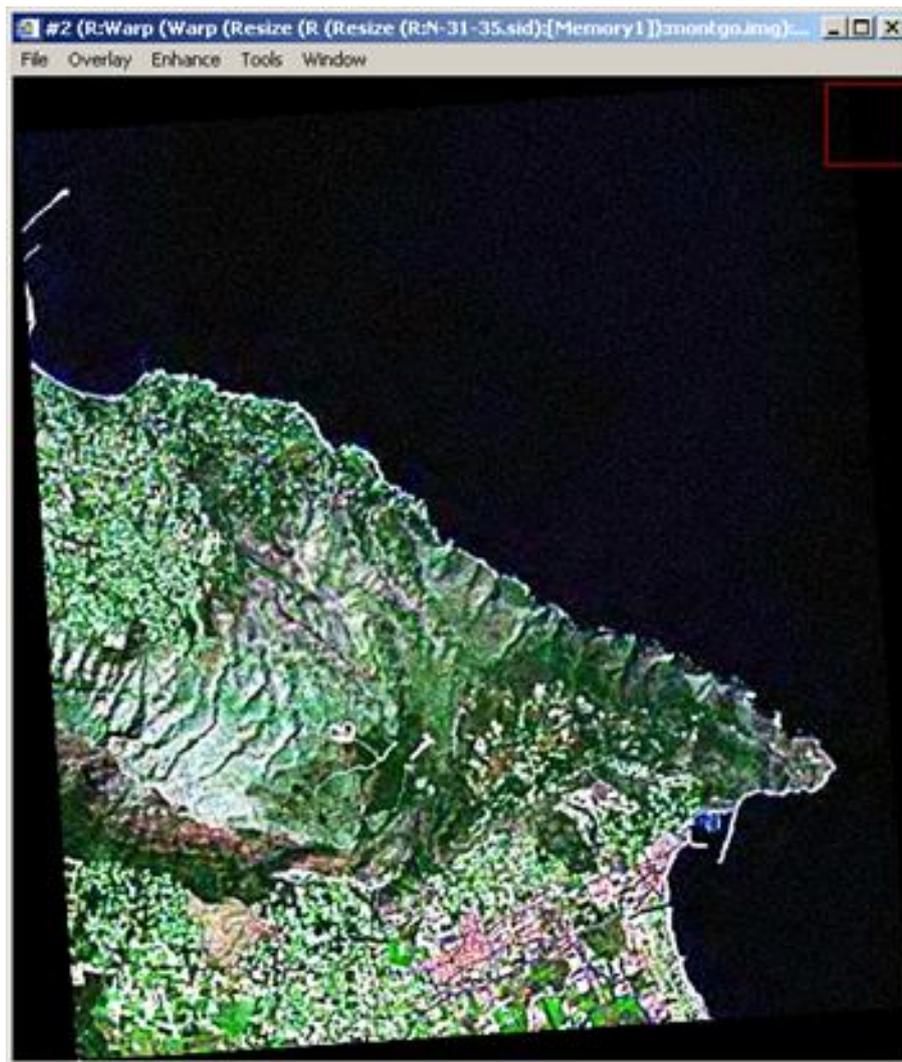
### **2.2.3.2 Clasificación de ETM+ de Montgó**

Se dispone del mosaico N-31-35 (Fig.2.11), tomado el 12 de febrero de 2002 en formato MrSID.



**Fig. 2.11. Escena Landsat ETM+ N-31-35**

La imagen se encuentra en el sistema de coordenadas UTM huso 30 tomando como sistema de referencia WGS84, por tanto, tras realizar el recorte de la imagen, se re proyecta el sistema de referencia a ED50 (Fig.2.12).

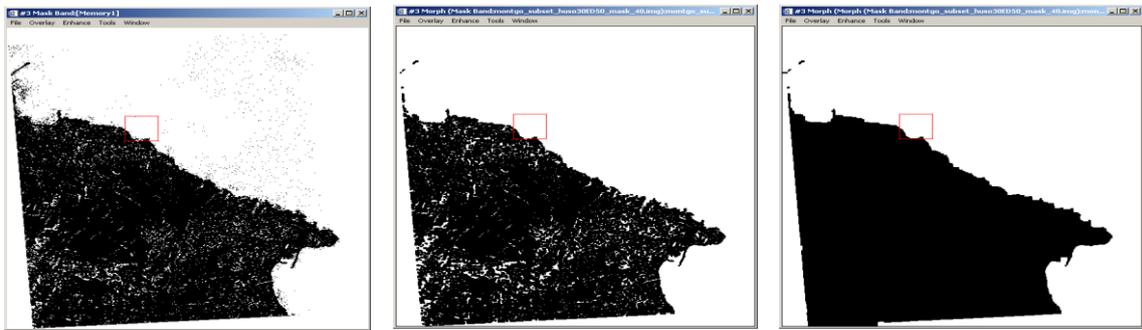


**Fig. 2.12. Mosaico Landsat ETM+ de Montgó.**

Posteriormente se binariza la imagen creando una máscara para discriminar la zona de tierra.

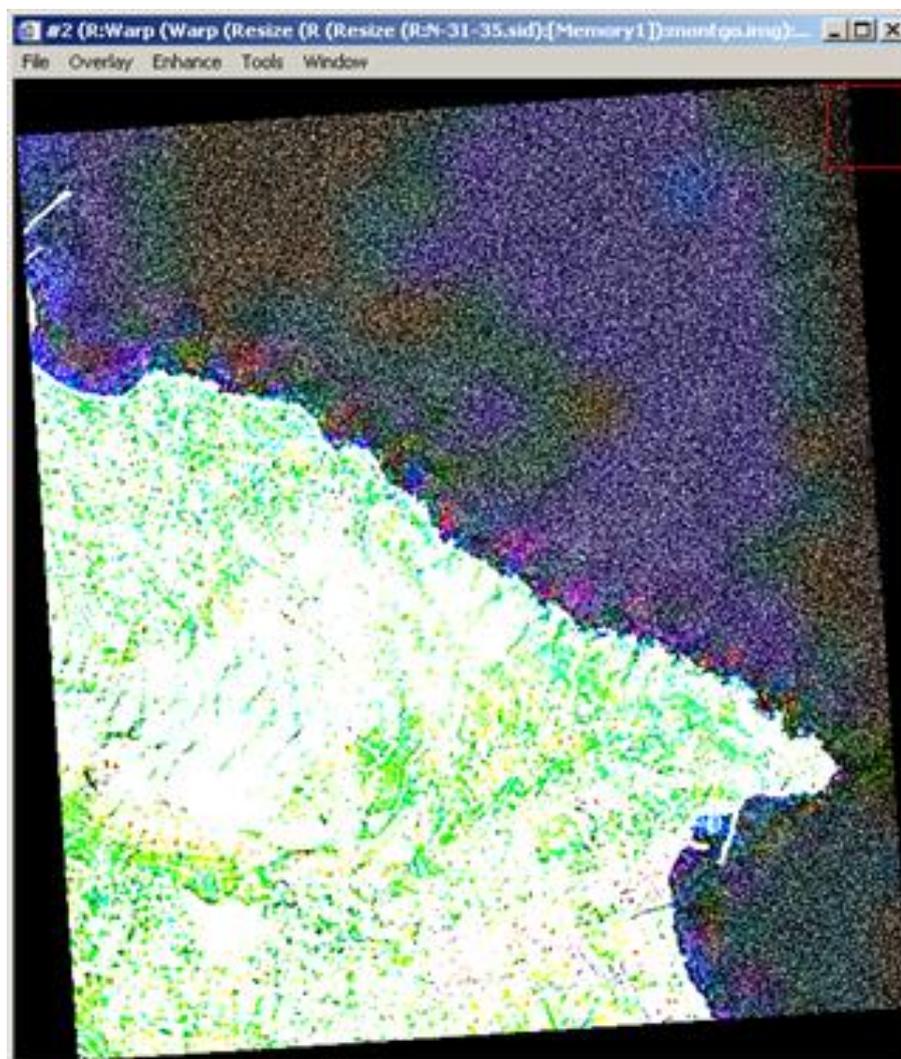
Una vez aplicada la máscara es fácil observar que la separación entre tierra y mar no se realiza exactamente en la línea de costa y quedan “islas” tanto en la superficie de tierra como del mar. Mediante la aplicación de filtros morfológicos se puede solucionar este inconveniente “dilatando”, “erosionando” o combinando ambos procesos para eliminar los polígonos isla.

En la zona de Montgó se ha seleccionado una umbralización seleccionando los valores espectrales de las tres bandas menores que 40. A continuación se aplican filtros morfológicos, primero “closing” 3x3 y luego “opening” 7x7 (Fig.2.13).



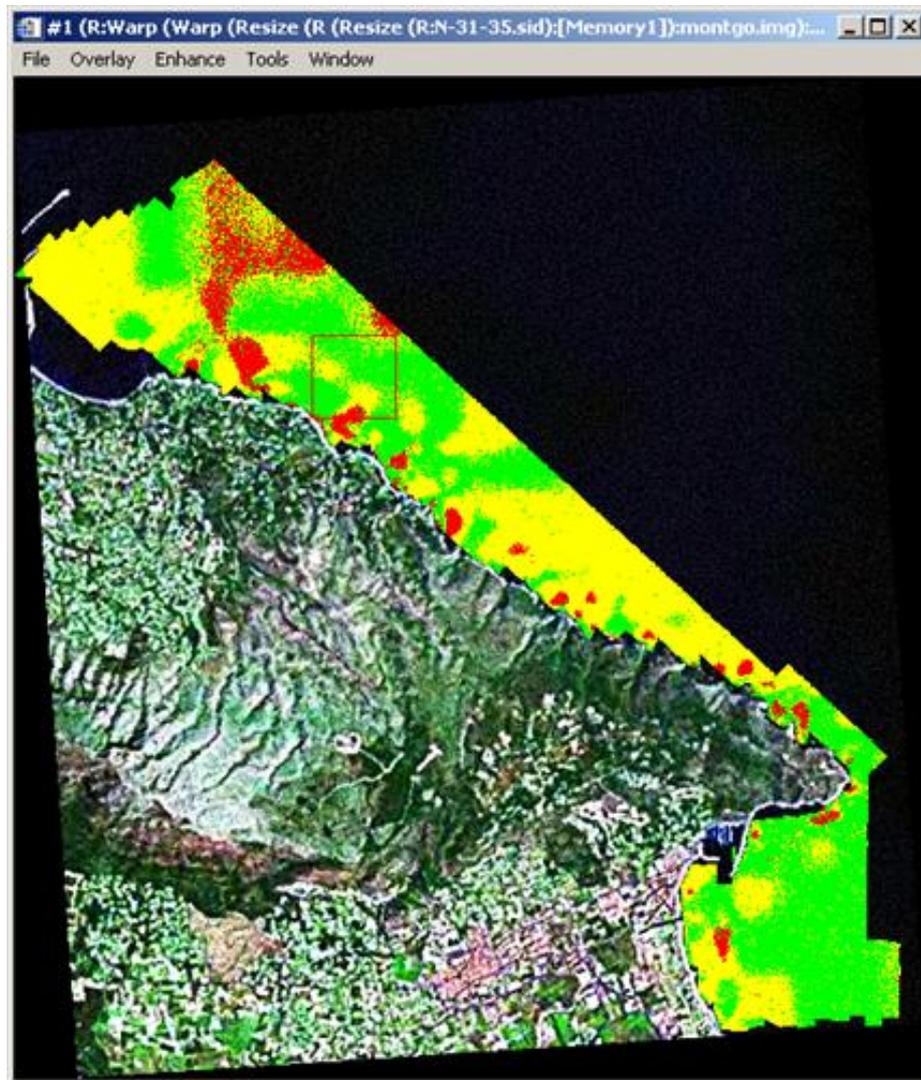
**Fig. 2.13. Secuencia para la creación de una máscara binaria de Montgó.**

Como se puede ver en la imagen original, parece imposible determinar diferencias en la cobertura marina a simple vista, para realzar la imagen se realiza un ajuste de histograma (Fig.2.14).



**Fig. 2.14. Imagen realzada mediante ajuste de histograma.**

A partir de esta imagen ya podemos determinar diferencias visuales en la respuesta espectral. Mediante las muestras de inmersiones puntuales conocemos el tipo de fondo en varios puntos de la imagen, con lo que ya podemos señalar las muestras de aprendizaje para la clasificación supervisada y obtener la imagen clasificada.

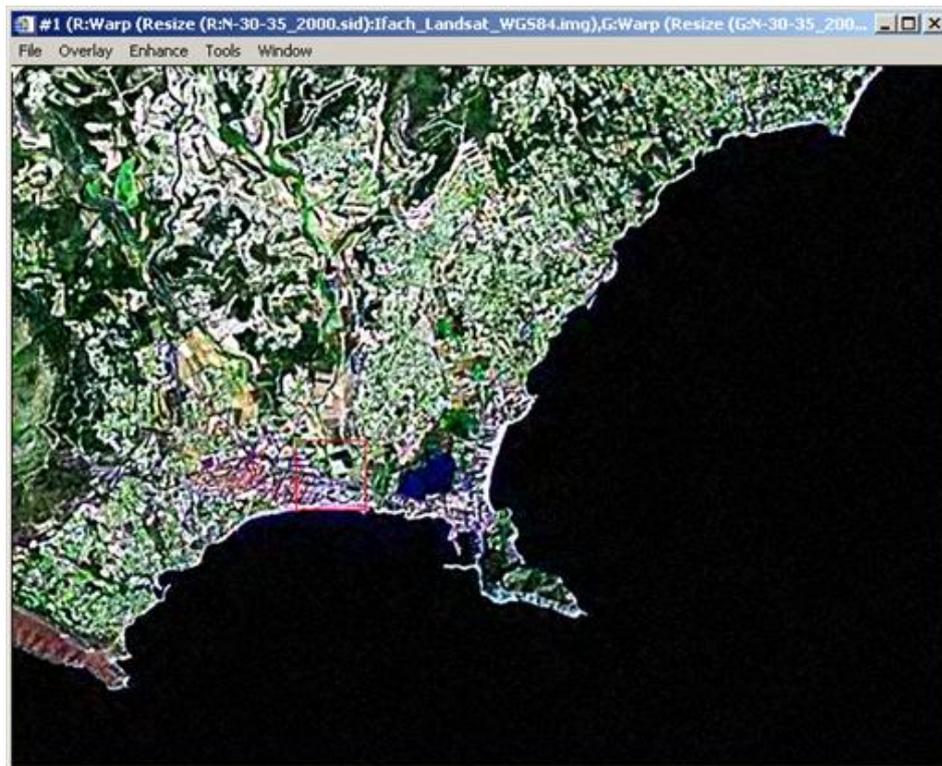


**Fig. 2.15. Clasificación de la ETM+, zona de estudio en Montgó. En amarillo se representan fondos blandos, en verde Posidonia y en rojo fondos rocosos.**

### **2.2.3.3 Clasificación de ETM+ de Ifac**

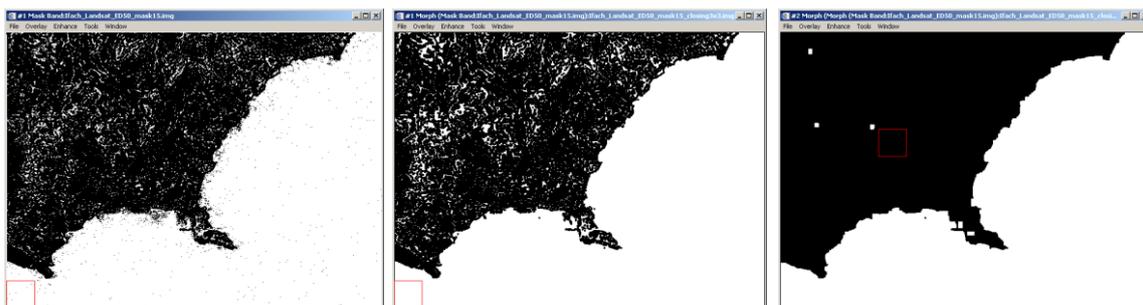
Para obtener la ETM+ de la zona de Ifac utilizamos la *misma imagen* de partida que en la zona de Montgó, la N-31-35, y realizaremos el mismo proceso que anteriormente. Recortamos y re proyectamos a ED50 (Fig.2.16).

Posteriormente se binariza la imagen creando una máscara para discriminar la zona de tierra.



**Fig. 2.16. Landsat ETM+ de Ifac.**

En la zona de Ifac se ha seleccionado una umbralización seleccionando los valores espectrales de las tres bandas menores que 15. A continuación se aplican filtros morfológicos, primero “closing” 3x3 y luego “opening” 7x7 (Fig.2.17).

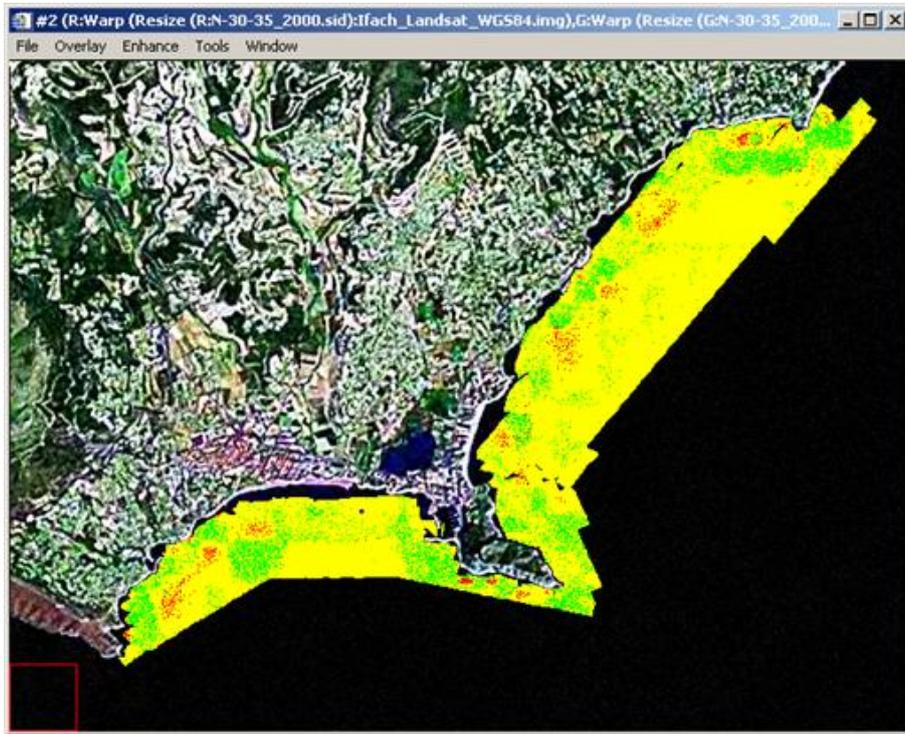


**Fig. 2.17. Secuencia para la creación de una máscara binaria de Ifac.**

Al igual que en el caso anterior, se ajusta el histograma para realzar los cambios en el fondo marino.

Se puede apreciar con claridad que fuera de las zonas someras, incluso realzando la imagen, es imposible distinguir cualquier estructura submarina.

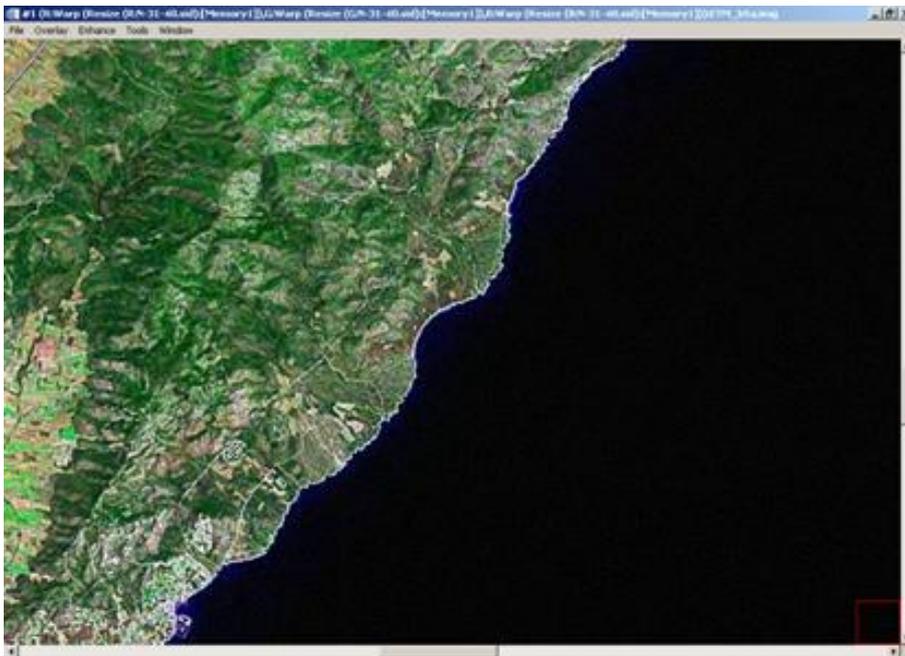
Se realiza la clasificación supervisada y se obtiene la imagen clasificada (Fig.2.18).



**Fig. 2.18. Clasificación de la ETM+, zona de Ifac. En amarillo se representan fondos blandos, en verde *Posidonia oceanica* y en rojo fondos rocosos.**

### **2.2.3.4 Clasificación de ETM+ de Irta**

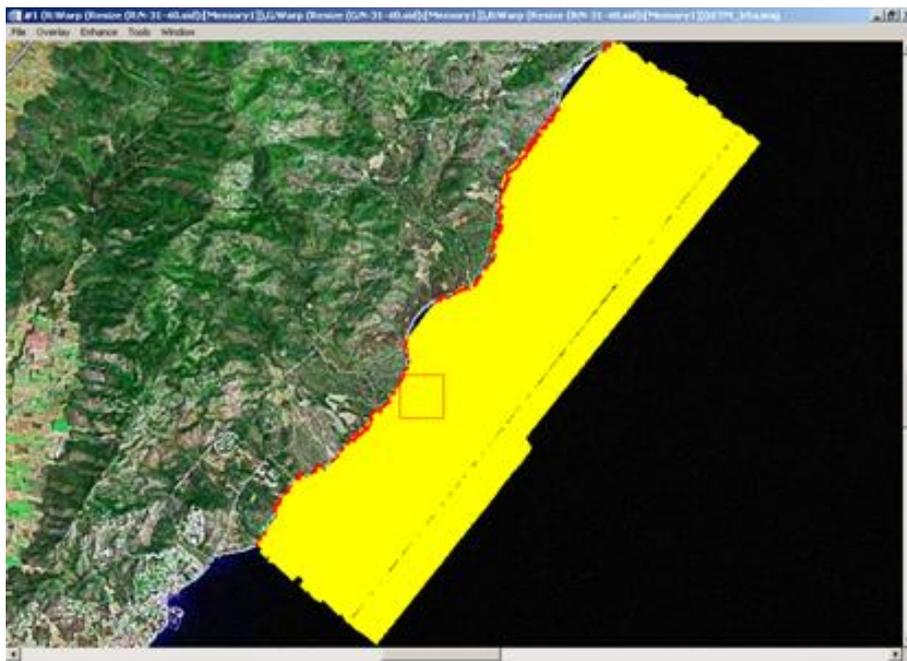
En el caso de Irta se ha seguido un preproceso análogo a las anteriores zonas (Fig.2.19), con la particularidad de que en esta zona no se encuentra presencia de *Posidonia oceanica*.



**Fig. 2.19. Landsat ETM+ de Irta**

Según los videos submarinos existe una colonia de *Cymodocea nodosa*, que se intentó clasificar conociendo las coordenadas de las muestras, pero debido a la nula variabilidad espectral entre la clase arena y la clase Cymodocea, la clasificación produjo una precisión total en torno al 35%, lo que nos indica que es inservible para nuestros propósitos.

Por tanto se eliminó la clase Cymodocea por confundir al clasificador, optando únicamente por diferenciar las clases arena y roca (Fig.2.20). De esta forma se obtuvo una clasificación mucho mejor estadísticamente (precisión total del 96%), aunque con las limitaciones que posteriormente se analizarán.



**Fig. 2.20. Clasificación de la ETM+ de la zona de estudio en Irta. En amarillo se representan fondos blandos y en rojo fondos rocosos.**

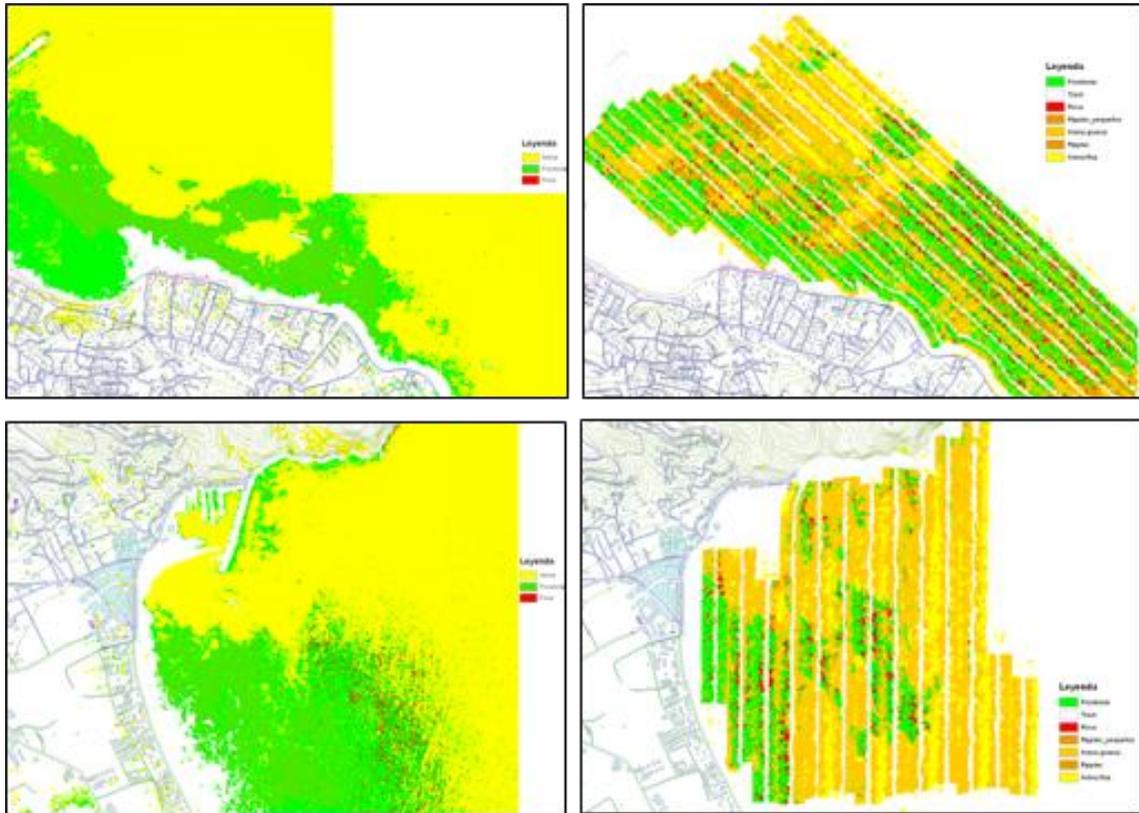
## **2.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

### **2.3.1 COMPARACIÓN DE ORTOFOTOS CON SONAR**

Las clasificaciones de fondo realizadas con ortofotos tienen la limitación de la escasa penetración del espectro visible en el agua. Por tanto es importante recordar que será muy difícil separar clases distintas a partir de 7 metros de profundidad. Nos centraremos entonces en la correspondencia de grandes estructuras poco profundas, como el límite superior de la pradera de Posidonia.

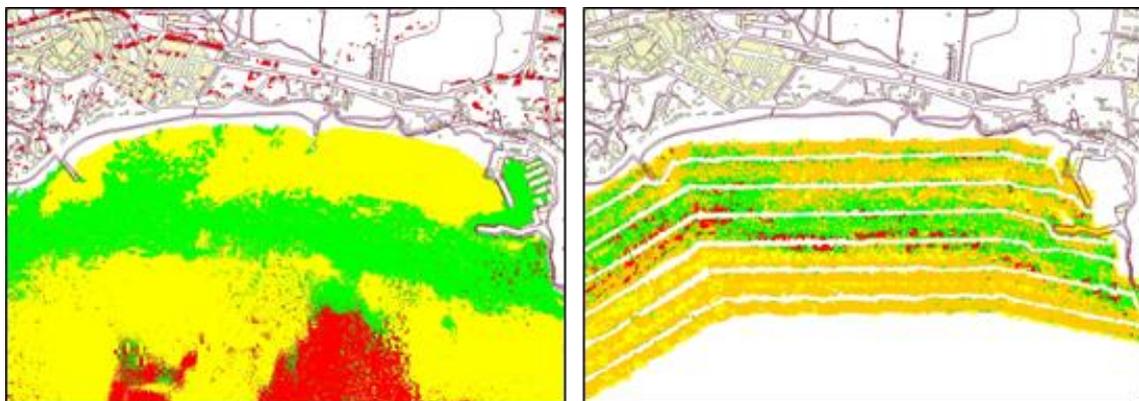
En el caso de Montgó (Fig.2.21) vemos que el límite de las praderas submarinas procedente de las ortofotos es similar al obtenido por sonar, especialmente en la zona norte. En la zona sur se ha clasificado en la orto una amplia zona como *Posidonia*

*oceanica*, cuando según la imagen sonar corresponde a fondos blandos. Como se ya explicó, las deficiencias de iluminación en la escena provocan estos errores en las clasificaciones.



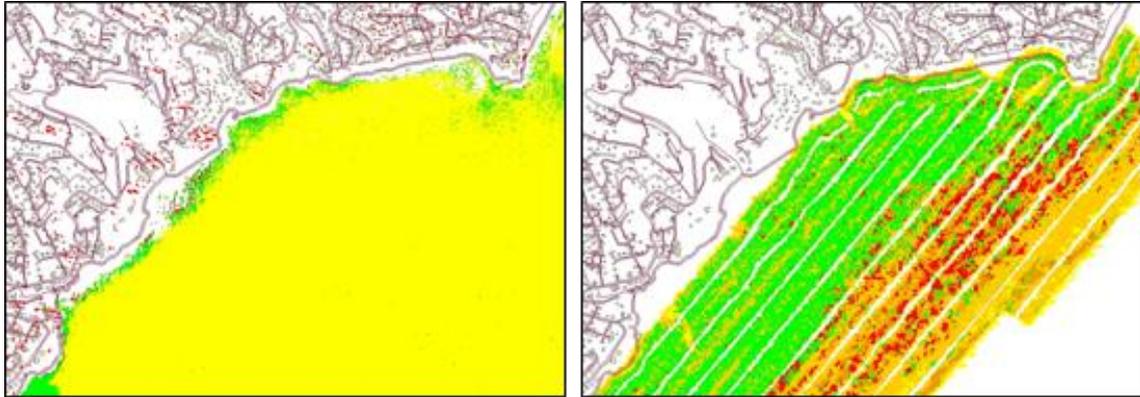
**Fig. 2.21. Comparación de clasificaciones de ortofotos (izquierda) y sonar (derecha) de la zona norte (arriba) y sur (abajo).**

En la zona sur de Ifac (Fig.2.22) de nuevo encontramos una buena correspondencia en el límite superior de la Posidonia, siendo mucho más generalista la clasificación procedente de las ortofotos.



**Fig. 2.22. Comparación de clasificaciones de ortofotos (izquierda) y sonar (derecha) de la zona al sur del peñón de Ifac.**

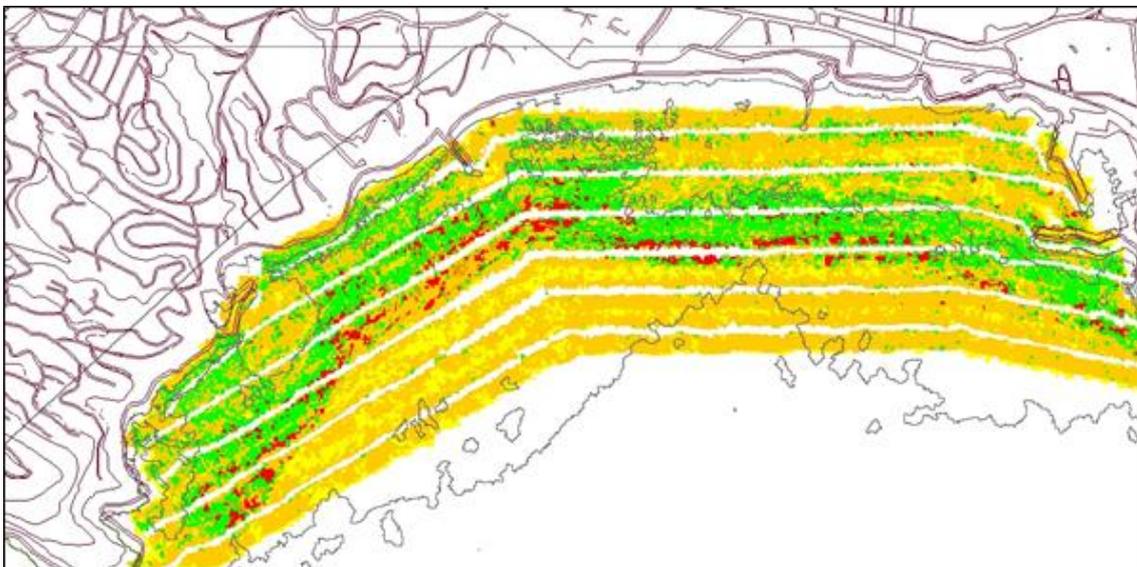
En la zona al norte del peñón (Fig.2.23) vemos una gran diferencia en las clasificaciones, si bien con la ortofoto se detecta la presencia de Posidonia próxima a la costa y por tanto se puede detectar el límite superior, el resto de la escena se le asigna la clase arena cuando no lo es. Por tanto vemos que en las ortofotos se obtiene una buena caracterización pero únicamente para algunas zonas de la imagen.



**Fig. 2.23. Comparación de clasificaciones de ortofotos (izquierda) y sonar (derecha) de la zona al norte del peñón de Ifac.**

### **2.3.2 COMPARACIÓN DE QUICKBIRD CON SONAR**

La imagen Quickbird ha sido clasificada en Definiens mediante una umbralización de bandas para producir un mapa que diferencia las praderas de Posidonia de los fondos blandos (Fig.2.24).



**Fig. 2.24. Clasificación sonar (en colores, verde Posidonia, amarillo arena y rojo fondos rocosos) y límite de las praderas de Posidonia procedente de Quickbird (en línea verde).**

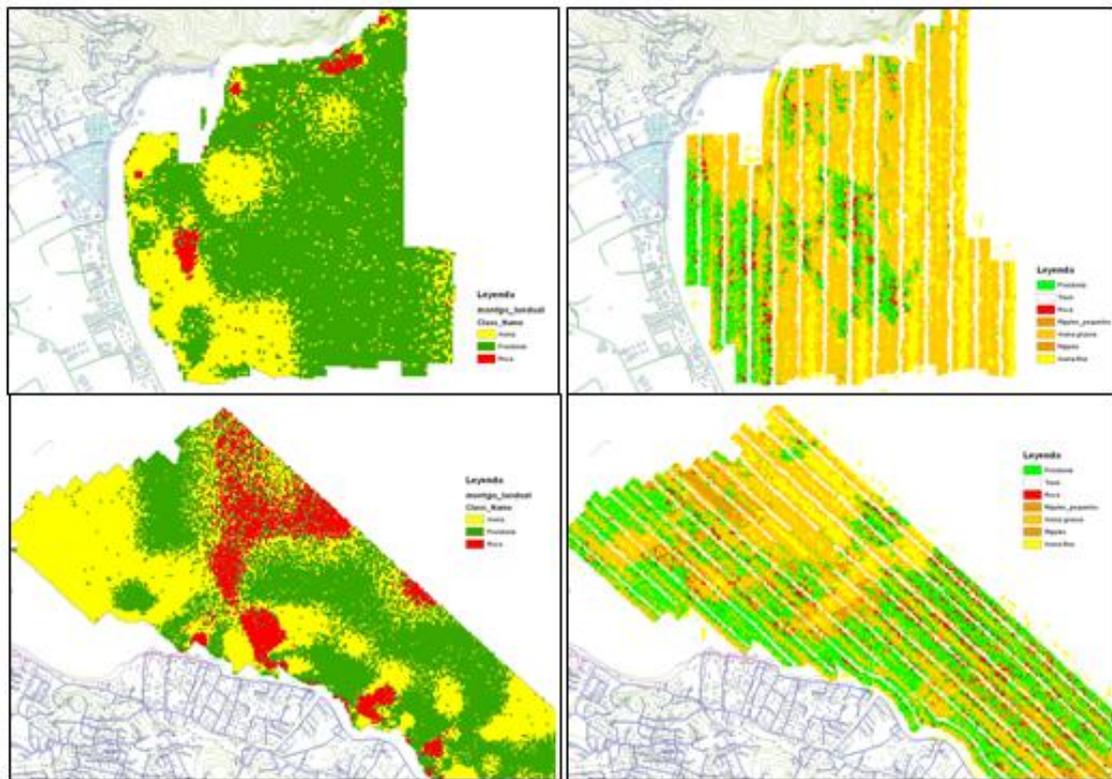
Podemos apreciar que el límite superior de las praderas coincide con la clasificación de sonar, obviando las pequeñas acumulaciones próximas a la costa. En

cuanto al límite inferior, es evidente que las reflectancias proporcionadas por Quickbird no penetran lo suficiente en el agua para distinguir entre distintos tipos de fondos.

A diferencia de las ortofotos, la imagen Quickbird se muestra más estable en toda la escena, detectándose bien el límite superior de la *Posidonia oceanica*.

### 2.3.3 COMPARACIÓN DE ETM+ CON SONAR

Como vemos (Fig.2.25) en las clasificaciones de ETM+ las clases asignadas no muestran correspondencia con la imagen sonar en ninguna área de estudio.



**Comparación de clasificaciones de ETM+ de Landsat (izquierda) y sonar (derecha) de la zona norte (abajo) y sur (arriba) de Montgó.**

Es posible que utilizando el espectro visible para las clasificaciones se mejorara la separación de las praderas de Posidonia, pero con la combinación de bandas procedente de los mosaicos de ETM+ existe una mínima variabilidad espectral, no siendo suficiente para cartografiados marinos.

Por otro lado, la resolución máxima de 15 metros es posible que se quede un poco corta a la hora de realizar un monitoreo preciso de las praderas.

## 2.4 CONCLUSIONES

Se han probado varios sensores ópticos para el cartografiado de las zonas costeras más someras, puesto que las prospecciones acústicas deben llevarse a cabo a partir de una profundidad mínima. De este modo se han realizado clasificaciones de tipos de fondo a partir de imágenes procedentes de ortofotos del ICV, imágenes Quickbird e imágenes Landsat ETM+.

En cuanto al análisis de estos sensores debemos considerar tres aspectos fundamentales: la resolución espacial, las bandas empleadas para el análisis y la calidad de la iluminación y otros efectos radiométricos sobre la escena; además de la turbidez del agua. En cuanto a la resolución espacial se concluye que las ortofotos e imágenes Quickbird son aptas para este tipo de caracterización, el mosaico Landsat ETM+ de 15 metros de resolución se muestra incapaz de distinguir entre pequeñas estructuras costeras. En cuanto a las bandas espectrales sabemos que a menor longitud de onda de la banda, mayor penetración en el agua, por tanto el espectro visible es el más indicado para el cartografiado de zonas someras, y de nuevo el mosaico ETM+ está muy limitado en este sentido.

Descartando las imágenes del ETM+ la cuestión es decidir qué plataforma entre ortofotos y Quickbird es más indicada para nuestro propósito. Con una resolución espacial muy similar (0.5 m de ortofotos frente 0.6 m de Quickbird), la principal diferencia en los datos es la aportación de la banda del infrarrojo próximo por parte de la Quickbird que la ortofoto no contiene. Tras el análisis de los datos esta banda no se muestra de especial importancia por su escasa penetración, pero encontramos un factor que realmente diferencia las escenas: la iluminación. Debido entre otros factores, a la distancia de toma de las imágenes, las ortofotos no garantizan una iluminación constante de la imagen, lo que hemos visto que provoca discrepancias en la clasificación, por su parte, las escenas Quickbird tienen los factores de iluminación y distorsiones radiométricas muy controladas, mostrándose más eficaces a la hora de caracterizar fondos someros. De manera que en el caso de Ifac, se detecta el límite de la *Posidonia oceanica* a profundidades de 11 metros siempre que la diferencia espectral sea significativa.

Sintetizando, encontramos el sonar de barrido lateral como el método de prospección más adecuado para el seguimiento de las praderas de *Posidonia oceanica*, debido a sus características en cuanto a resolución y discriminación de fondos. En cuanto

a las caracterizaciones en aguas someras, las imágenes Quickbird se han mostrado las más estables y fiables para detectar el límite superior de las praderas.



### 3. INVASORAS MARINAS:

### SEGUIMIENTO DE *Caulerpa racemosa* EN ESPACIOS NATURALES PROTEGIDOS DE LA COMUNIDAD VALENCIANA



## ÍNDICE DEL CAPITULO

<b>3</b>	<b>INVASORAS MARINAS: SEGUIMIENTO DE <i>Caulerpa racemosa</i> EN ESPACIOS NATURALES PROTEGIDOS DE LA COMUNIDAD VALENCIANA .....</b>	<b>85</b>
3.1	<i>INTRODUCCIÓN</i> .....	85
3.2	<i>OBJETIVOS</i> .....	86
3.3	<i>MATERIAL Y MÉTODOS</i> .....	88
3.3.1	ORIGEN Y BIOLOGÍA DEL ALGA INVASORA <i>Caulerpa racemosa</i> .....	88
3.3.2	ÁREA DE ESTUDIO .....	91
3.3.3	DESCRIPCIÓN Y ESTIMACIÓN DE LA INVASIÓN DE <i>Caulerpa racemosa</i> . .....	93
3.3.4	MEDIDA DE COBERTURA ALGAL (% RECUBRIMIENTO) Y ANÁLISIS DE DATOS .....	94
3.4	<i>RESULTADOS</i> .....	96
3.4.1	VARIACIÓN GEOGRÁFICA .....	96
3.4.2	ESTACIONALIDAD.....	99
3.4.3	VARIACIÓN SEGÚN EL TIPO DE SUSTRATO .....	100
3.4.4	VARIACIÓN EN PROFUNDIDAD .....	103
3.5	<i>DISCUSIÓN</i> .....	240
3.6	<i>CONCLUSIONES</i> .....	107
3.7	<i>ANEJO : Efectos de la invasión de <i>Caulerpa racemosa</i> en la estructura y resiliencia (capacidad de resistencia a la invasión) en fondos rocosos del infralitoral. ....</i>	<i>110</i>
3.7.1	Introducción .....	110
3.7.2	Material y métodos .....	110
3.7.3	Resultados .....	111
3.8	<i>ANEJO FOTOGRÁFICO</i> .....	<i>115</i>

### **3 INVASORAS MARINAS: SEGUIMIENTO DE *CAULERPA RACEMOSA* EN ESPACIOS NATURALES PROTEGIDOS DE LA COMUNIDAD VALENCIANA**

#### **3.1 INTRODUCCIÓN**

Las invasiones biológicas pueden afectar la distribución y estructura de las comunidades biológicas presentes en los ecosistemas naturales, lo que puede llevar a una disminución de la biodiversidad debido al desplazamiento competitivo de especies nativas (Abrams, 1996; Walter y Kendrick, 1998). De un total de 745 de especies invasoras auténticas identificadas en el mar Mediterráneo, el 52% (385 especies) se encuentran actualmente bien establecidas (Zenetos et al., 2005). De estas, el clorófito *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh var. *cylindracea* (Sonder) Verlaque, Huisman et Boudouresque, es una variedad templada Australiana observada por primera vez en el Mediterráneo en 1990 y es considerada una de las especies con mayor potencial invasor y, por tanto, con mayor capacidad para alterar y/o reemplazar las comunidades bentónicas mediterráneas (Streftaris y Zenetos, 2006).

El Mediterráneo es considerado uno de los puntos calientes de biodiversidad del planeta, alberga el 6% de las especies marinas conocidas en el mundo, contando con un gran número de especies endémicas que solo habitan en sus aguas.

En su historia ha acogido a un número significativo de especies venidas de otros mares debido a la gran diversidad de ambientes que existen en sus aguas. Actualmente una de las causas más importantes en acelerar este proceso han sido producidas por factores antrópicos como son: la interconexión de mares mediante grandes obras de ingeniería (Canal de Suez), los cascos de los barcos (fouling), el vertido de aguas de lastre, las artes de pesca, fondeo no controlado de barcos, los escapes accidentales de acuarios y la acuicultura.

En los últimos 150 años el número de especies exóticas introducidas ha crecido considerablemente, amenazando la conservación de la biodiversidad marina del Mediterráneo.

Según los datos disponibles, desde principios del siglo XX el número de especies invasoras marinas, (en relación a algas) casi se duplica cada 20 años. Siguiendo esta cinética, se espera que sean introducidas 80 nuevas especies en los próximos 20 años (Ribera y Boudouresque, 1995).

El problema no es el número total de especies exóticas introducidas, sino que algunas de ellas pueden desarrollar un comportamiento invasor, es decir, que rápidamente llegan a convertirse en especies dominantes, reemplazando a las especies nativas y causando incluso perjuicio a la biodiversidad y economía local.

En el Mediterráneo, de las 85 especies de macrófitos catalogadas como introducidas, nueve son consideradas invasoras: *Caulerpa racemosa*, *Caulerpa taxifolia*, *Acrothamnion preisii*, *Asparragopsis armata*, *Lophocladia lallemandii*, *Womersleyella setacea*, *Sargassum muticum*, *Stipopodium schimperi*, y *Halophila stipulacea*.

## **3.2 OBJETIVOS**

Documentar la dispersión y el desarrollo del alga invasora *Caulerpa racemosa*, y como interacciona con las comunidades nativas de interés en los diferentes espacios naturales protegidos costero-litorales de la Comunitat Valenciana.

Se establecen los siguientes objetivos primarios:

- Realizar un seguimiento periódico de la población de *Caulerpa racemosa*, con el fin de poder detectar posibles cambios que se puedan producir a lo largo del tiempo.
- Establecer un programa de seguimiento de *Caulerpa racemosa* que permita monitorizar y evaluar en el tiempo su evolución y detectar posibles impactos en comunidades autóctonas.
- Determinar el estado de salud de las praderas de *Posidonia oceanica* (hábitat prioritario, el 1120\*, según la Directiva hábitat de la Red Natura 2000) existentes en zonas adyacentes y que pudieran ser afectadas por la invasión del alga.

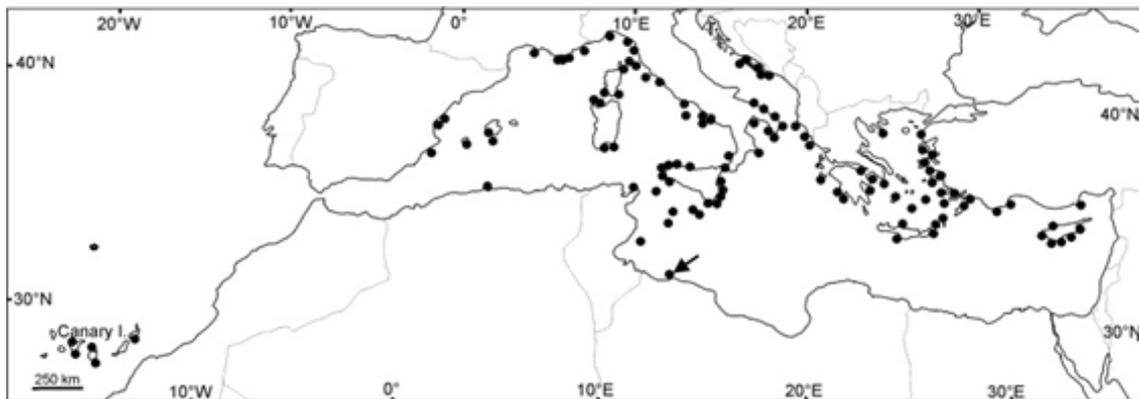
Con los objetivos primarios cumplidos de determinan los siguientes objetivos secundarios:

- Conocer la dinámica de expansión, los efectos en las comunidades nativas, acometer tareas de seguimiento y gestión eficaces, y no nocivos para el resto de la biota existente. De hecho, la Ley del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad prevé el seguimiento por parte de las comunidades autónomas de las especies exóticas con potencial invasor con el fin de proponer su inclusión en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras.
- Catalogar las especies exóticas invasoras marinas.
- Elaborar estrategias que contengan las directrices de gestión, control y posible de especies exóticas invasoras marinas, otorgando prioridad a aquellas especies que supongan un mayor riesgo para la conservación de la fauna, flora o hábitats autóctonos amenazados.
- Informar al público en general y a los sectores de actividad, como los pescadores profesionales y recreativos, los navegantes y los buceadores deportivos, y fomentar, a su vez, el desarrollo de mecanismos para la colaboración y el intercambio de información entre las administraciones, los organismos de investigación y los distintos sectores de actividad.
- Potenciar la aplicación conjunta de actuaciones de investigación, seguimiento y gestión, la adopción de buenas prácticas focalizadas en disminuir el riesgo de colonización y expansión y, a su vez, facilitar la detección temprana de nuevos focos de invasión.

### 3.3 MATERIAL Y MÉTODOS

#### 3.3.1 ORIGEN Y BIOLOGÍA DEL ALGA INVASORA *Caulerpa racemosa*.

*Caulerpa racemosa* es un alga de origen tropical y entró en el Mediterráneo Oriental a través del Canal de Suez. Fue observada por primera vez en 1926, quedando confinada su expansión a la cuenca oriental durante más de 60 años. Durante este periodo coexisten en el Mediterráneo Oriental dos subespecies: *Caulerpa racemosa* var. *turbinata-uvifera* y var. *lamourouxii*. La variedad invasora fue introducida más recientemente y corresponde a otra subespecie endémica de la localidad australiana de Perth, denominada *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Klein & Verlaque, 2008) (Fig.3.1). Esta variedad fue encontrada en el Mar Mediterráneo por primera vez en las costas de Libia en 1990 (Nizamuddin, 1991), mostrando un comportamiento invasor más agresivo, observándose colonias por el Mediterráneo e Islas Canarias. En 1998 aparece en Baleares, en 1999 en Castellón, en 2001 llega a las costas de Alicante y en 2005 alcanza las costas de Murcia, donde muestra una activa expansión hacia las costas andaluzas (Ruiz et al., 2006).

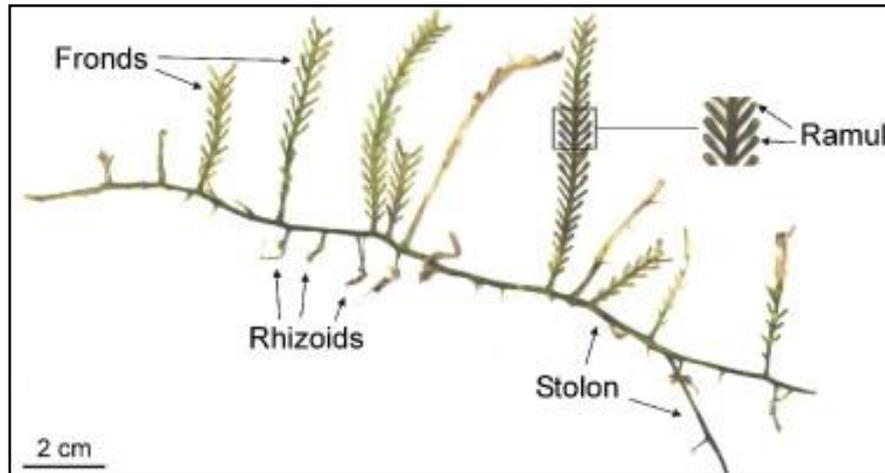


**Fig. 3.1** Mapa de distribución de *Caulerpa racemosa* en el Mediterráneo (Klein & Verlaque, 2008).

La *C. racemosa* es una especie cenocítica, constituida por una serie de estolones de 1-2 mm de diámetro de los que surgen múltiples y delgados rizoides y frondes de tamaño pequeño (10 cm aprox.) divididos en pinas de aspecto vesicular en las que se disponen los ramuli (Fig.3.2).

La tasa de crecimiento vegetativo de *C. racemosa* es cuatro veces superior a la de *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh 1817 y a diferencia de ésta, produce propágulos

sexuales viables que multiplican la probabilidad y la velocidad de dispersión (Ruiz et al., 2006).



**Fig. 3.2. Morfología y estructura de *Caulerpa racemosa* (Klein y Verlaque, 2008).**

El alga invasora, puede reproducirse sexualmente por gametogénesis, los talos fértiles se distinguen de los no fértiles por una aparente despigmentación reticulada visible en los ramuli. Unas horas antes de la liberación gamética, el retículo protoplásmico pasa a ser un mosaico bicolor y aparecen unas papilas cilíndricas por todas las partes del alga. Además la parte más grande del rizoide llega a ser blanca como resultado de la migración del citoplasma al interior del fronde. Se produce una liberación gamética sincrónica unos minutos antes de la salida del Sol, que forma una gran nube verde alrededor de toda el alga, este fenómeno se conoce como “mass spawning” (Panayotidis y Zuljevic, 2001). Durante la liberación, todo el material protoplásmico sale en torrente y solo el talo blanco persiste (holocarpia).

*C. racemosa* dispone de varios sistemas de reproducción vegetativa. Después de la dispersión natural o antropogénica de fragmentos del alga rota por el hombre, fuerzas hidrodinámicas o ciertos animales marinos (erizos de mar o cangrejos), estos pueden generar un organismo completo. La regeneración a través de un fragmento en el género cenocítico de *Caulerpa racemosa* ocurre a partir de cualquier parte del alga (Cecherelli y Piazzi, 2001).

La formación de propágulos, mediante desprendimiento del ramuli es otro de los modos de dispersión de esta alga. Es un proceso de fragmentación que ocurre en densidades moderadas de frondes e involucra esta parte específica del talo. Estos ramuli son propágulos reproductivos y tienen función específica propagativa. Son transportados

y germinan dando lugar a unos filamentos fotosintéticos que originaran un nuevo talo (Renoncourt y Meinesz, 2002).

Durante su crecimiento, la planta se va ramificando y desarrollando nuevos estolones, que originan nuevos frondes y rizoides y después de algunos meses, el estolón muere en la zona de ramificación dando lugar a un talo independiente (Renoncourt y Meinesz, 2002).

*C. racemosa* se desarrolla sobre un amplio rango de profundidades y es capaz de colonizar todo tipo de biocenosis fotófilas infralitorales y circalitorales. En poco tiempo forma un denso tapiz sobre el fondo colonizado que impide la difusión de oxígeno al sedimento, volviendo el ambiente tóxico para multitud de especies epibentónicas y la infauna de la biocenosis original (Ruiz et al., 2006) (Fig.3.3). Se ha observado una reducción de la riqueza de especies de los fondos sedimentarios y 3rocosos tapizados por *C. racemosa* aunque se observan ciertas especies de crustáceos y poliquetos en praderas monoespecíficas del alga (Carriglio et al., 2003).

Esta especie exótica invasora se caracteriza por unas propiedades que la convierten en una amenaza para los nuevos ecosistemas en los que se integra:

- Reproducción vegetativa prolífica.
- Requerimientos de hábitat flexibles.
- Elevada tolerancia a estrés ambiental (fluctuaciones, extremos, etc.)
- Similitud entre los hábitats receptores y los de origen.
- Ausencia de predadores o patógenos característicos de su hábitat nativo.
- Producción de metabolitos secundarios que la defienden de herbívoros y epífitos del hábitat receptor (Boudouresque y Verlaque, 2002).

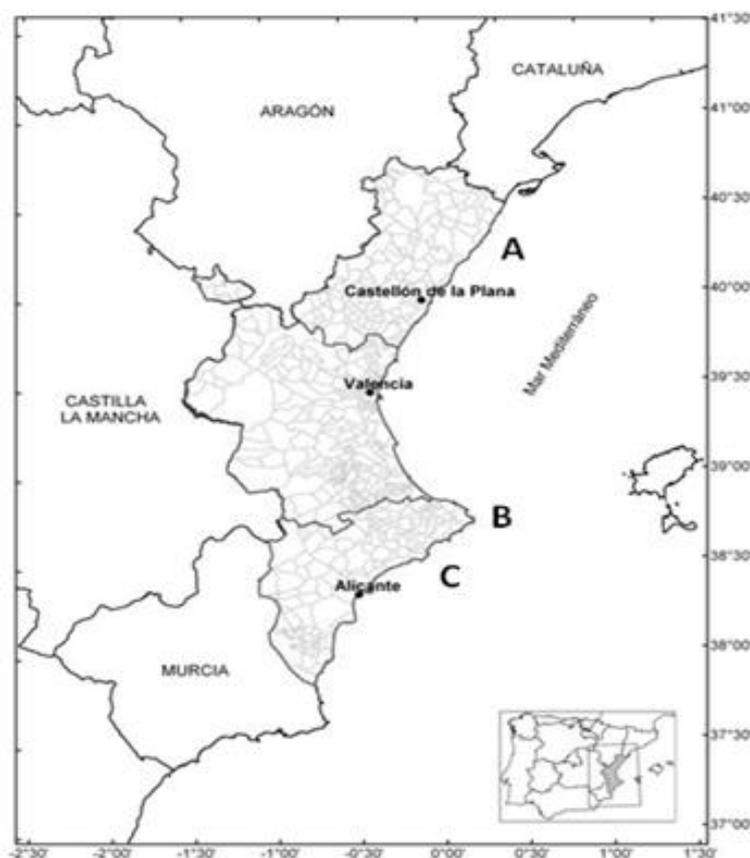


**Fig. 3.3. Caulerpa racemosa creciendo sobre distintos organismos: *Cladocora caespitosa* y *P. nobilis*.**

### 3.3.2 ÁREA DE ESTUDIO

El presente estudio se ha desarrollado en 3 espacios naturales protegidos costero-litorales de la Comunidad Valenciana (Fig.3.4).

Se han establecido diferentes zonas de estudio según su ubicación latitudinal, en concreto, se han diferenciado 3 zonas en cada espacio natural protegido, una Sur, otra intermedia y una Norte. Así, se ha realizado la observación de la dispersión del alga invasora *Caulerpa racemosa* a lo largo de cada espacio natural protegido y que tipos de hábitats han sido los más afectados.

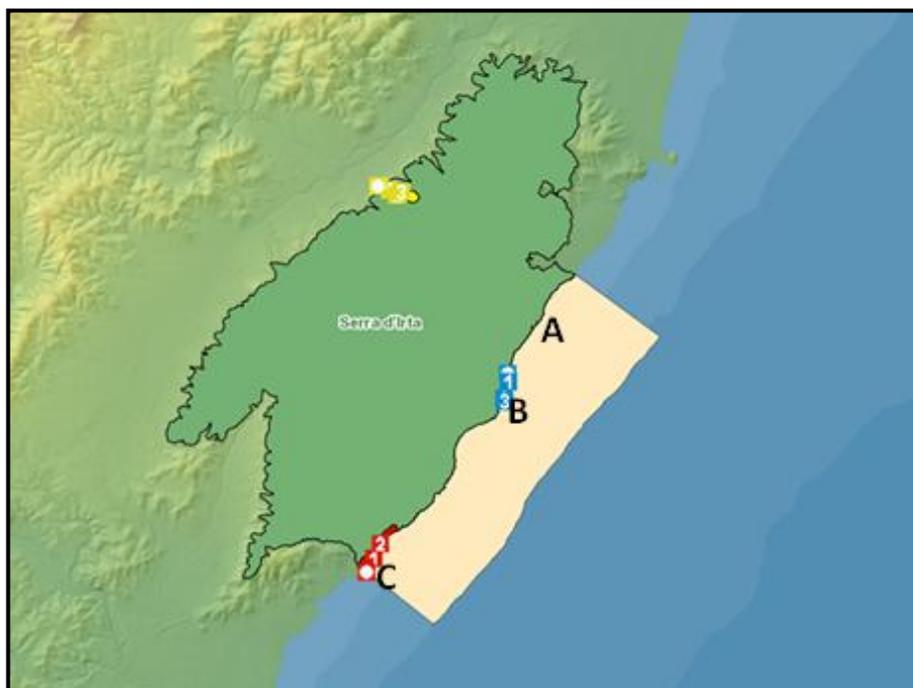


**Fig. 3.4. Situación (WGS84) de las áreas de estudio de *Caulerpa racemosa*. Reserva natural marina de Irta (A), Reserva natural marina del Cabo de San Antonio (B) y Parque natural de la Serra Gelada y su entorno litoral (C).**

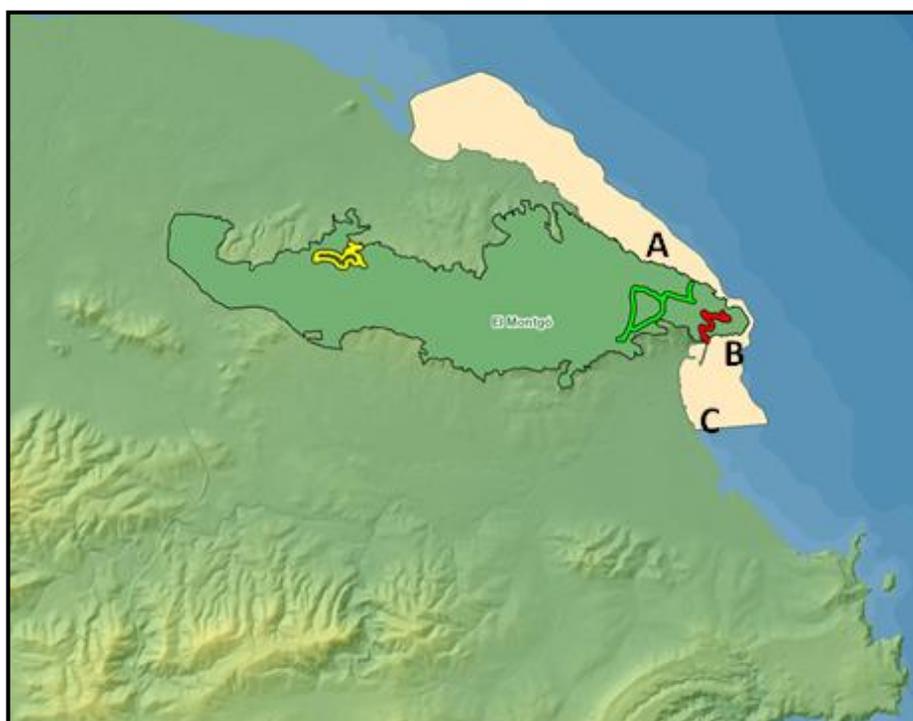
Las observaciones de la presencia y/o ausencia de *C. racemosa* se han realizado sobre un conjunto de 9 localizaciones distribuidas a lo largo de la costa de la Comunidad Valenciana, en concreto en tres espacios naturales protegidos:

- Reserva natural marina de Irta (Fig.3.5), P.N de Irta (Castellón): 3 localizaciones.

- Reserva natural marina del cabo de San Antonio (Fig.3.6), P.N del Montgó (Alicante): 3 localizaciones.
- Parque natural de la Serra Gelada y su entorno litoral (Fig.3.7) (Alicante): 3 localizaciones.



**Fig. 3.5 . Zonas de muestreo de *C. racemosa* en la Reserva natural marina de Irta. Torre Badum (A), Playa Irta (B) y Cala Mundina (C).**



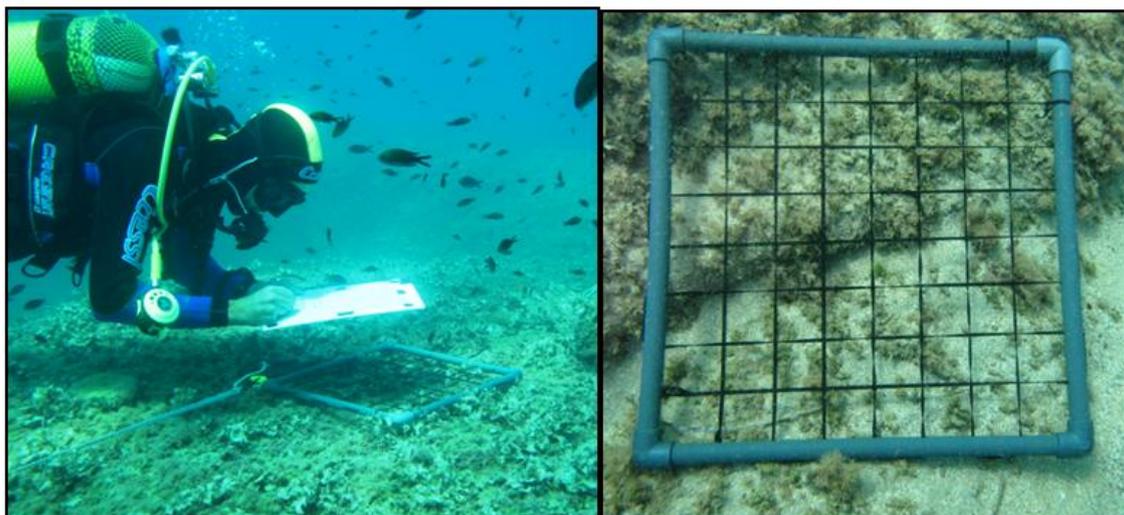
**Fig. 3.6. Zonas de muestreo de *C. racemosa* en la Reserva natural marina del Cabo de San Antonio. Les Rotes (A), Cala Pope (B) y Muntañar.**



**Fig. 3.7. Zonas de muestreo de *C. racemosa* en el Parque Natural de Serra Gelada y su entorno litoral. Mascarat (A), Cala Mina (B) y Isleta Mitjana (C).**

### **3.3.3 DESCRIPCIÓN Y ESTIMACIÓN DE LA INVASIÓN DE *Caulerpa racemosa*.**

Se ha obtenido información (mensual/bimensual, dependiendo de las condiciones meteorológicas) sobre la presencia y/o ausencia de *C. racemosa* entre marzo del 2011 hasta diciembre del 2012 a partir de observaciones propias. La profundidad de las estaciones de muestreo varía entre 3 y 20 metros.



**Fig. 3.8. Detalle del muestreo de *Caulerpa racemosa*.**

Siendo la comunidad dominante la pradera de la fanerógama marina endémica *Posidonia oceanica*, aunque también aparecen otras biocenosis propias del rango de profundidad mencionado, principalmente las comunidades de algas fotófilas sobre sustrato rocoso, arenas infralitorales, praderas *Cymodocea nodosa* y zonas de Matte (pradera muerta de *P.oceanica*).

La presencia y/o ausencia del alga en las estaciones de muestreo ha sido prospectada por el equipo técnico del medio marino de espacios naturales protegidos costero-litorales. Se ha comprobado en un área aproximada de 1 hectárea, en cada estación, mediante buceo autónomo.

Las estaciones de muestreo se han posicionado mediante GPS (datum GWS 84).

Se han barrido áreas específicas con el fin de determinar las diferentes comunidades bentónicas, su estado y la presencia y/o ausencia de *Caulerpa racemosa*.

Las estaciones muestreo han sido determinadas por tener las siguientes características:

- Que presenten la mayoría de tipos de hábitats representativos.
- Que cubran diferentes rangos de profundidad.
- Que tengan un área representativa (aproximadamente 10.000 m<sup>2</sup>).

### **3.3.4 MEDIDA DE COBERTURA ALGAL (% RECUBRIMIENTO) Y ANÁLISIS DE DATOS**

En cada salida de campo y localidad se tomaron entre diez y veinte muestras al azar en marcos cuadrados de 40x40 cm (1.600 cm<sup>2</sup>) dentro de un área de 10.000 m<sup>2</sup> en cada estación de muestreo.

La medición del porcentaje de recubrimiento de *C. racemosa*, cobertura algal, se realizó en diferentes tipos de hábitats: Pradera de *Posidonia oceanica* (PO), Matte ((Matte, mata muerta de *P. oceanica*), margen de pradera de *P. oceanica* (MPO), fondos rocosos infralitoral (FR) y fondos de arena (FBA). Cubriendo así la elevada heterogeneidad asociada a la zona.

Para medir el recubrimiento del alga sobre el sustrato se utilizó un cuadrado de 40 cm de lado dividido en 64 subcuadrados de 5 cm de lado; se considera un recubrimiento del 100% cuando el alga está presente en todos los subcuadrados de la unidad de muestreo.

Así se anotaban datos del tipo de hábitat, la profundidad y la cobertura algal o recubrimiento (mediante presencia/ausencia de *C. racemosa* en los 64 subcuadrados).

Para analizar las diferencias estadísticas entre los descriptores (tipo de hábitat, % cobertura algal, profundidad, variación estacional y variación geográfica) se han obtenido los valores de cobertura media en cada estación y su desviación típica.

A su vez, para valorar estas diferencias se ha recurrido al G-test, comparando las frecuencias absolutas para cada estación de muestreo.

Para analizar las diferencias existentes entre las zonas y áreas de estudio, se ha utilizado el test U de Mann-Whitney. Estos análisis se han realizado con el programa Statgraphics Centurion XVI.

La variación de cobertura estacional se ha analizado mediante representaciones de la cobertura media estacional en cada área de estudio y se han comparado con los test U de Mann-Whitney y de Kruskal-Wallis.

Para conocer las diferencias entre las estaciones del año se ha realizado una comparación múltiple según el test de Bonferroni, debido a la diferencia entre los tamaños muestrales.

La preferencia de hábitat de *C. racemosa* se ha estudiado en función del sustrato sobre el que se desarrolla, utilizando sólo los datos de cobertura estival, ya que es la estación en que la dispersión es máxima y las diferencias observadas serán independientes de la variabilidad estacional observada. Se representa gráficamente la cobertura media estival observada en cada sustrato para cada área de estudio. Las diferencias observadas se han analizado con el test de Kruskal-Wallis y para buscar diferencias significativas entre cada sustrato se ha aplicado el test de Bonferroni.

La prueba U de Mann-Whitney se ha empleado para analizar la frecuencia de aparición del alga en *P. oceanica* en el área de Serra Gelada.

En el análisis de la influencia de la profundidad en la cobertura del alga, solo se han tenido en cuenta los datos globales de cobertura de los meses de verano obtenidos en cada área de estudio y se ha empleado el test de Kruskal-Wallis.

## 3.4 RESULTADOS

### 3.4.1 VARIACIÓN GEOGRÁFICA

Durante el periodo de estudio (desde marzo del 2011 hasta diciembre 2012, el tratamiento de datos se ha realizado desde otoño del año 2011 hasta otoño de 2012) se han realizado diferentes salidas de campo para determinar el porcentaje de recubrimiento de *C. racemosa* en tres espacios naturales protegidos con ámbito marino. En la Reserva natural marina de Irta se realizaron transectos de búsqueda durante el periodo de estudio, en 3 zonas, Badum, Playa Irta y Mundina durante todas las estaciones, no encontrándose presencia de *C. racemosa* durante este periodo.

En la reserva natural de los fondos marinos del Cabo de San Antonio se examinaron igualmente 3 zonas, en Las Rotas se hallaba libre del alga invasora al inicio del estudio, por lo que para el estudio de la cobertura de *C. racemosa* en esta reserva, consideraremos sólo los datos obtenidos en el conjunto de los dos restantes, Muntañar y Pope, en los que se llevó a cabo un total de 277 prospecciones, obteniéndose un porcentaje medio de cobertura del alga de  $27,72 \pm 37,85$  (0-100).

Por otro lado, en el parque natural de Serra Gelada y su entorno litoral también se examinaron 3 zonas y, al igual que en caso anterior, en uno de ellos, Mascarat, no se ha detectado la presencia del alga invasora, tomando en consideración para este análisis las mediciones efectuadas en Mina y Mitjana, que consistieron en un total de 214 muestreos, siendo el resultado del porcentaje medio de cobertura del alga de  $15,60 \pm 28,29$  (0-100).

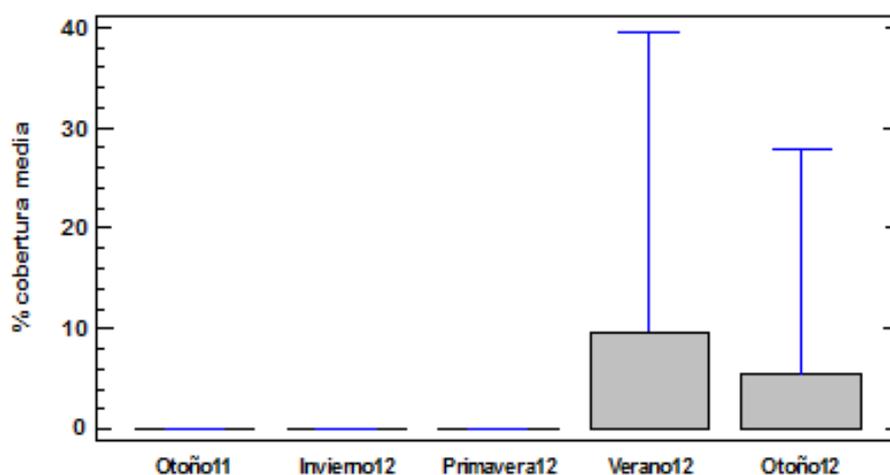
Se han encontrado diferencias significativas entre la cobertura media obtenida no sólo entre los dos espacios naturales protegidos afectados por el alga (Mann-Withney,  $U = 22765$ ;  $P < 0,05$ ) sino también entre las diferentes zonas dentro de cada una de dichos espacios (en Cabo San Antonio  $U = 7118$ ;  $P < 0,001$  y en Serra Gelada  $U = 4519$ ;  $P < 0,01$ ). Los descriptivos de enclaves se resumen en la Tabla 3.1.

**Tabla 3.1. Porcentaje de cobertura de *C. racemosa* en los diferentes zonas de muestreo (n = número de muestras estudiadas).**

	N	% Cobertura $\pm$ SD	Rango
Cabo S. Antonio	277	$27,72 \pm 37,85$	0 - 100,00
Pope	145	$34,83 \pm 41,02$	0 - 100,00
Muntañar	132	$19,91 \pm 32,41$	0 - 100,00
Serra Gelada	214	$15,60 \pm 28,29$	0 - 100,00
Mina	100	$27,55 \pm 37,07$	0 - 100,00
Mitjana	114	$8,81 \pm 19,07$	0 - 87,50

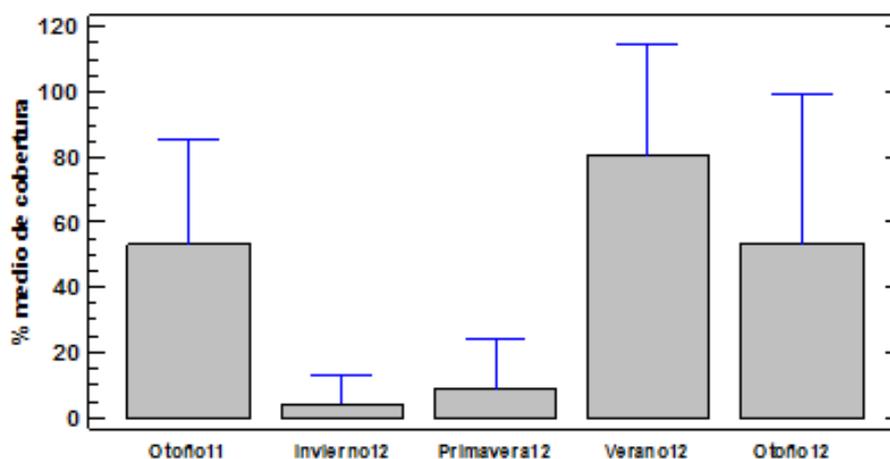
Se han realizado conteos de *C. racemosa* durante más de un año, pudiendo obtener referencias anuales sobre la presencia del alga en las dos áreas de estudio. En cada zona de muestreo se ha observado un tipo de respuesta en la evolución de la dispersión de *C. racemosa*.

En la zona de muestreo de Rotes, en la etapa final del estudio, se detectó la colonización de esta zona por el alga (Fig.3.9). Se observan diferencias entre otoño del año 2011 y otoño de 2012, alcanzando una cobertura media  $5,49 \pm 22,35$ .



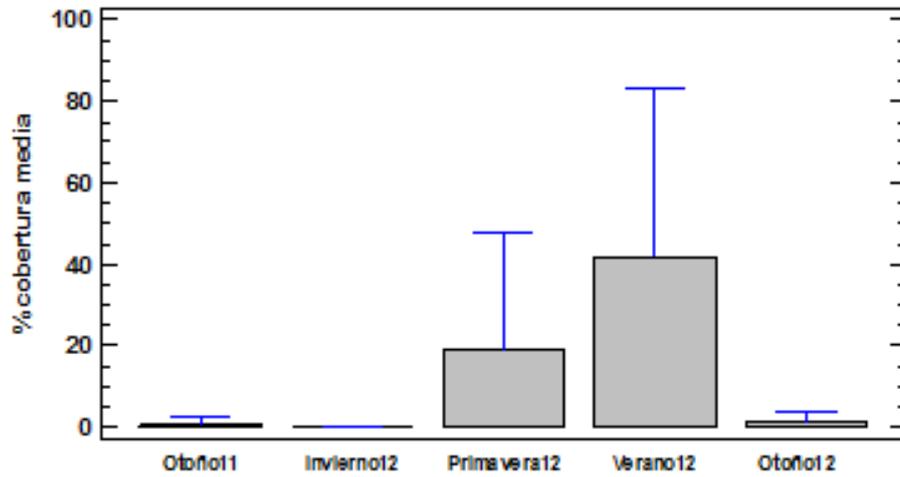
**Fig. 3.9. Cobertura media estacional y SD de *C. racemosa* en Rotes.**

En la zona de muestreo El Pope (Fig.3.10), la cobertura del alga no varía prácticamente de un año a otro, no se observan diferencias estadísticamente significativas en esta zona (G-test, Gadj,1gl = 0,02510;  $P > 0,70$ ).



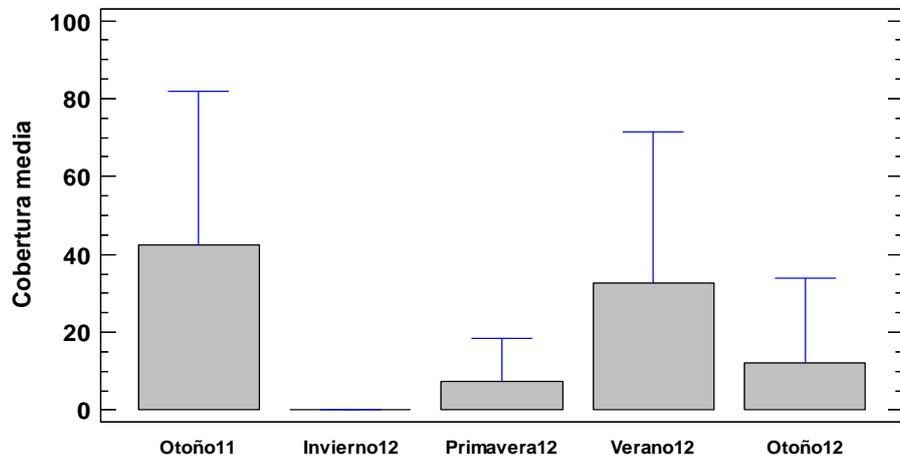
**Fig. 3.10. Cobertura media estacional y SD de *C. racemosa* en El Pope.**

En el caso de la zona del Muntañar (Fig.3.11), tampoco se han detectado diferencias estadísticamente significativas en la variación de *C. racemosa* durante el periodo de estudio (G-test,  $G_{adj,1gl} = 1,048$ ;  $0,1 < P < 0,70$ ).



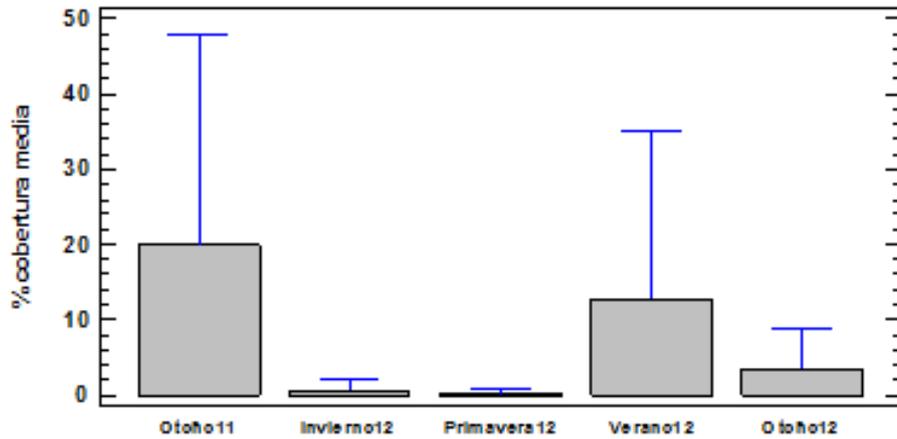
**Fig. 3.11. Cobertura media estacional y SD de *C. racemosa* en Muntañar.**

En La Mina, la cobertura disminuye entre el inicio y el final del estudio (Fig.3.12), se observan diferencias estadísticamente significativas en esta zona (G-test,  $G_{adj,1gl} = 303,81$ ;  $P < 0,001$ ).



**Fig. 3.12. Cobertura media estacional y SD de *C. racemosa* en La Mina.**

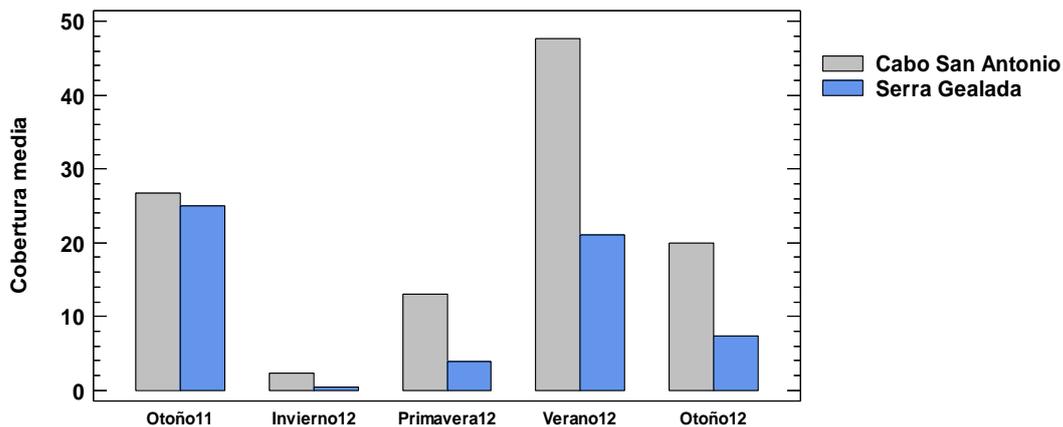
En La Mitjana, se observa una disminución (Fig.3.11) que representa diferencias estadísticamente significativas en la variación anual de *C. racemosa* en esta zona (G-test,  $G_{adj,1gl} = 205,66$ ;  $P < 0,001$ ).



**Fig. 3.13. Cobertura media estacional y SD de *C. racemosa* en La Mitjana.**

### 3.4.2 ESTACIONALIDAD

En las dos áreas de estudio existe un patrón estacional en la frecuencia de aparición del alga invasora. El análisis de la variabilidad de la cobertura estacional en cada área de estudio se resume en la (Fig.3.14), en la que se aprecia como *C. racemosa* afecta por igual a los dos espacios naturales protegidos en otoño de 2011 (Mann-Whitney  $U = 553$ ,  $P = 0,57$ ) y a partir de ese momento la cobertura del alga invasora es muy superior en el Cabo de San Antonio, aunque las diferencias en invierno, primavera y otoño de 2012 no sean significativas, ( $U = 525$ ,  $P = 0,205$ ;  $U = 788$ ,  $P = 0,099$ ;  $U = 753,5$ ,  $P = 0,21$ ; respectivamente), sí que lo son durante el verano (Mann-Whitney  $U = 1430$ ;  $P < 0,001$ ).



**Fig. 3.14. Variación estacional de la cobertura media de *C. racemosa*.**

Para el conjunto de datos de cobertura (Tabla. 3.2) se observa un claro patrón estacional, mostrando diferencias estadísticamente significativas entre las distintas estaciones en el Cabo de San Antonio (Kruskal-Wallis,  $H = 59,1879$ ;  $P < 0,001$ ). Para el

ciclo estacional correspondiente a 2012, la cobertura media de la estación verano del año 2012 es la única que muestra diferencias significativas con todas las demás (Bonferroni,  $P < 0,05$ ). En el caso de Serra Gelada, y para el mismo ciclo, también aparece un patrón estacional, estableciéndose diferencias significativas entre las distintas estaciones (Kruskal-Wallis,

$H = 25,98$ ;  $P < 0,001$ ). También durante el verano, la cobertura muestra diferencias significativas con todas las demás en su ciclo anual (Bonferroni,  $P < 0,05$ ).

**Tabla 3.2. Cobertura media estacional de *C. racemosa* en los ENPs estudiados (n = número de muestras analizadas).**

	Estación	n	% Cobertura $\pm$ SD	Rango
<b>Cabo S. Antonio</b>				
	Otoño11	30	35,66 $\pm$ 36,16	0 - 100,00
	Invierno12	40	2,97 $\pm$ 8,11	0 - 37,50
	Primavera12	100	14,43 $\pm$ 24,19	0 - 93,75
	Verano12	67	59,02 $\pm$ 42,68	0 - 100,00
	Otoño12	40	27,31 $\pm$ 41,45	0 - 100,00
<b>Serra Gelada</b>				
	Otoño11	40	31,17 $\pm$ 35,64	0 - 100,00
	Invierno12	30	0,42 $\pm$ 1,17	0 - 4,69
	Primavera12	20	3,91 $\pm$ 8,35	0 - 30,00
	Verano12	80	20,39 $\pm$ 32,58	0 - 100,00
	Otoño12	44	7,22 $\pm$ 5,48	0 - 78,65

### 3.4.3 VARIACIÓN SEGÚN EL TIPO DE SUSTRATO

Para analizar la influencia del sustrato solo se ha tenido en cuenta la cobertura estival en las dos áreas de estudio debido a que es cuando se dan las frecuencias máximas de presencia. Durante la estación de verano del año 2012 se realizaron un total de 67 mediciones de cobertura sobre 5 tipos de sustratos diferentes en la Reserva natural marina del Cabo de San Antonio obteniéndose un porcentaje medio de cobertura de  $59,02 \pm 42,68$  (0 - 100), y 76 en el parque natural de Serra Gelada y su entorno litoral, con una cobertura media igual a  $22,1 \pm 33,17$  (0 - 100). Los resultados de la cobertura media de *C. racemosa* en los diferentes sustratos de ambos espacios naturales protegidos se muestran en la Tabla 3.3.

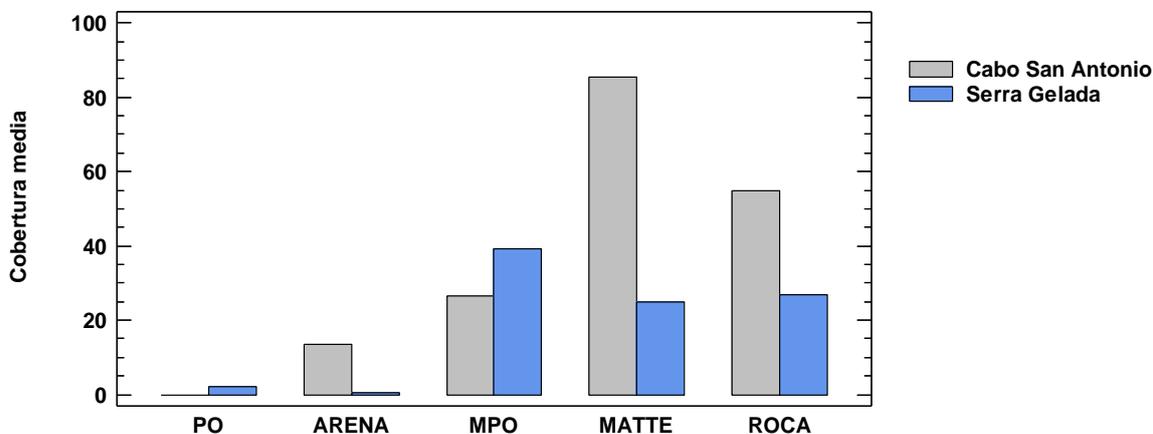
Como se puede observar en la Fig.1.15, para todos los tipos de sustrato la cobertura media de *C. racemosa* es mayor en las mediciones tomadas en el Cabo de San Antonio, excepto para los sustrato MPO y PO, en los que es mayor en el área de estudio de Serra Gelada. Las diferencias mencionadas en los sustratos de cada área sólo son

significativas en la roca (Mann-Whitney,  $U = 191,50$ ;  $P < 0,001$ ) y en la mata muerta de *P. oceanica* ( $U = 7,00$ ;  $P < 0,001$ ).

**Tabla 3.3. Cobertura media estival de *C. racemosa* en las áreas marinas estudiadas (n = número de muestras analizadas).**

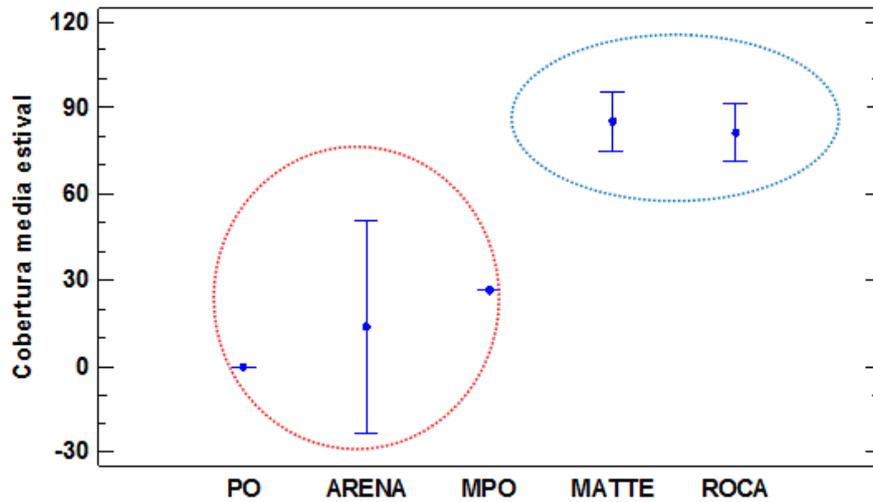
	Sustrato	n	% Cobertura $\pm$ SD	Rango
<b>Cabo S. Antonio</b>				
	PO	15	0,00	–
	ARENA	4	13,67 $\pm$ 23,26	0 - 48,44
	MPO	1	26,50 $\pm$ –	26,5 – 26,5
	MATTE	13	85,34 $\pm$ 17,61	50 – 100,00
	ROCA	34	81,29 $\pm$ 28,87	0 – 100,00
<b>Serra Gelada</b>				
	PO	22	3,55 $\pm$ 9,24	0 - 37,50
	ARENA	4	0,00	–
	MPO	5	41,88 $\pm$ 42,60	0 - 100,00
	MATTE	10	22,50 $\pm$ 28,94	0 - 81,25
	ROCA	35	33,35 $\pm$ 38,35	0 – 100,00

En el Cabo de San Antonio se han obtenido diferencias significativas para la cobertura entre los 5 tipos de sustrato (Kruskal-Wallis  $H = 41,115$ ;  $P < 0,001$ ). En el análisis de los distintos sustratos se encuentran diferencias estadísticamente significativas entre las coberturas de dos grupos homogéneos que son [PO, ARENA, MPO] y [MPO, ROCA, MATTE].



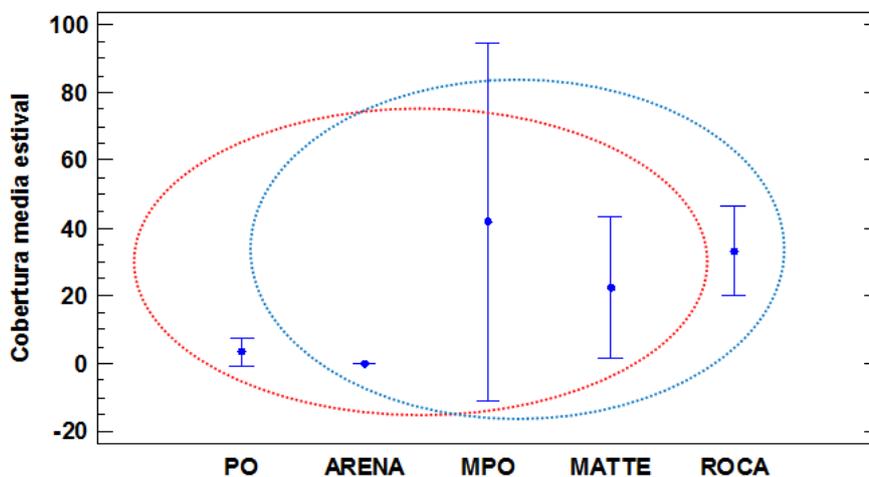
**Fig. 3.15. Fig.15. Variación de cobertura media estival según el sustrato en cada área de estudio. (PO = *P. oceanica*, MPO = Margen de pradera de *P. oceanica*, MATTE = Mata muerta de *P. oceanica*).**

Existen diferencias entre PO-ROCA, PO-MATTE, ARENA-ROCA, ARENA-MATTE, no existiendo diferencias significativas entre MPO y cualquier otro sustrato (Bonferroni  $P < 0,05$ ). El valor muestral de la cobertura sobre sustrato MPO es solo de  $n = 1$ , por lo que MPO puede excluirse por aportar ruido al análisis, quedando los dos grupos homogéneos bien definidos, [ARENA-PO] y [MATTE-ROCA], entre los que existen diferencias significativas (Bonferroni  $P < 0,05$ ) (Fig.3.16).



**Fig. 3.16. Grupos homogéneos de cobertura media estival según tipo de sustrato en el Cabo de San Antonio con I.C. al 95%.**

En Serra Gelada, también se han obtenido diferencias significativas para la cobertura entre los 5 tipos de sustrato (Kruskal-Wallis  $H = 16,41$ ;  $P = 0,0025$ ). En este caso, en los distintos sustratos se encuentran diferencias significativas entre dos grupos homogéneos de coberturas medias estivales siendo [PO, ARENA, MPO, MATTE] y [ARENA, MPO, MATTE, ROCA] (Fig.3.17), es decir, que la contribución significativamente diferente se da entre PO-ROCA, no existiendo diferencias significativas entre el resto de sustratos (Bonferroni  $P < 0,05$ ).



**Fig. 3.17. Grupos homogéneos de cobertura media estival según tipo de sustrato en Serra Gelada con I.C. al 95%.**

### 3.4.4 VARIACIÓN EN PROFUNDIDAD

Se ha analizado la variabilidad en cada área de estudio en función de la profundidad a la que aparece *C. racemosa* durante los meses de verano, que es cuando su cobertura alcanza los valores máximos y el resultado ha sido la ausencia de diferencias estadísticamente significativas para esta variable (test de Kruskal-Wallis, Cabo de San Antonio  $H = 43,45$ ,  $P = 0,07$ ; Serra Gelada  $H = 43,32$ ,  $P = 0,29$ ).

## 3.5 DISCUSIÓN

La presencia de *C. racemosa* en el litoral de la Comunidad Valenciana representa un evento de expansión del área de distribución del alga invasora que indica que el avance a lo largo de la costa levantina española ha continuado en dirección sur-oeste.

Las primeras citas de *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* en la Comunidad Valenciana se dieron en el puerto de Castellón en 1999. Desde aquí, alcanzó en pocos años el resto de la costa valenciana y alicantina. Los fondos colonizados por el alga invasora pueden haber sido por la dispersión pasiva de los propágulos propiciados por las corrientes predominantes en la zona. También se ha observado que el carácter aislado y discontinuo que presentan las poblaciones de *C. racemosa* a lo largo de la Comunidad Valenciana es similar al descrito en otras poblaciones del mediterráneo y se puede relacionar con vectores de naturaleza antrópicas en la dispersión del alga. A una escala geográfica, la mayoría de nuevas observaciones documentadas en el Mediterráneo Occidental se asocian a la presencia de grandes puertos (Ould-Ahmed y Meissnez, 2007). De hecho el puerto de Castellón y el de Valencia presentan un importante tráfico marítimo.

A su vez, son frecuentes otros vectores que actúan a nivel de mesoescala y que por tanto, con mayor probabilidad de explicar el patrón de distribución regional del alga invasora tanto en las zonas estudiadas. Como son la pesca artesanal, pesca de arrastre y el fondeo de embarcaciones de recreo. Puede ser una posible explicación que las nuevas localizaciones donde se ha encontrado la dispersión de *C. racemosa*, zona de la punta de cabo de San Antonio y la zona de Les Rotes, (ambas en la Reserva natural marina del cabo de san Antonio) donde la superficie colonizada era pequeña, la colonización del

alga hubiera sido en un periodo anterior y que su presencia (pocos m<sup>2</sup>) pasara desapercibida en años anteriores.

Efectivamente la tasa de colonización del sustrato por *C. racemosa* a escala local es muy rápida, debida a la elevada capacidad de elongación de los frondes (hasta 2 cm día<sup>-1</sup>) o a la emisión de propagulos vegetativos y sexuales (Panayotidis y Zuljevic, 2001; Ceccherelli y Piazzzi, 2001; Renoncourt y Meissnez, 2002; Ruitton et al, 2005).

La ausencia de *C. racemosa* en la Reserva natural marina de Irta puede deberse a que el sustrato predominante son de origen terrígeno por la influencia del delta del Ebro constituyendo predominantemente fondos blandos, a los que el alga no puede fijarse (Ruitton et al., 2005). Además, el fuerte hidrodinamismo podría estar dificultando su establecimiento.

En las áreas de estudio situadas al sur de la comunidad, el alga se citó por primera vez en 2001. La presencia de emisarios submarinos, la construcción de puertos deportivos y la falta de regulación del fondeo de embarcaciones durante muchos años ha propiciado la degradación de algunas zonas, contribuyendo al deterioro de praderas de fanerógamas marinas y a la acumulación de sedimento (Airoldi, 2000).

El ciclo estacional de *C. racemosa* en las áreas de estudio del Cabo de San Antonio y Serra Gelada, con un máximo crecimiento desde el verano a otoño, una drástica regresión durante el invierno y la recuperación del crecimiento en primavera, se corresponde con estudios previos realizados en el Mediterráneo (Piazzzi et al., 1997, 2001, 2002; Serio y Pizzuto, 1999; Piazzzi y Cinelli, 1999; Buia et al., 2001; Cecherelli et al., 2000, 2001). La regresión estacional que se produce durante el invierno permite detectar pequeños fragmentos de rizoides y estolones e incluso frondes erectos de forma similar a lo que ocurre en otros lugares con latitudes similares como Grecia (Panayotidis y Montesanto, 1994) o Italia (Cecherelli et al., 2000, 2001; Modena et al., 2000; Piazzzi et al., 2001).

Son necesarios varios años para que se establezca una pradera continua de *C. racemosa*. En los primeros estadios de la colonización, *C. racemosa* muestra un patrón heterogéneo de distribución y no se detecta un claro patrón estacional durante los muestreos debido a la interacción de factores bióticos y abióticos.

Los parches que forma el alga van creciendo y decreciendo según la estación hasta que de forma repentina, después de varios años, da lugar a grandes áreas colonizadas (Ruitton et al., 2005).

Este patrón de colonización puede deberse a la reproducción sexual (Panayotidis y Zuljevic, 2001), dispersión de fragmentos (Cecherelli et al., 2000; Cecherelli y Piazzi, 2001) y propágulos (Renoncourt y Meinesz, 2002).

Considerando cada una de las áreas de estudio de forma global, se cumple el patrón estacional citado, aunque se observan ciertas diferencias según la zona de muestreo.

En Muntañar, mediante observaciones preliminares antes del inicio del estudio, se detectó presencia considerable de *C. racemosa*, siendo esta prácticamente despreciable durante los primeros muestreos en otoño de 2011.

En el resto de zonas de muestreo (Pope, Mina y Mitjana) se distingue el patrón estacional típico, más o menos marcado según el caso, propio de zonas invadidas durante años, no habiéndose detectado durante el invierno en Mina y Muntañar, una respuesta más habitual de zonas más frías del noroeste del Mediterráneo como Marsella (Ruitton et al., 2005).

En Mitjana, el patrón estacional no parece cumplirse durante la primavera, no detectándose un incremento de cobertura con respecto al invierno. Puesto que la invasión del alga en esta zona no produce elevadas coberturas y la distribución es mediante formación de manchas.

De forma general, en ambas áreas de estudio, aunque más marcado en el caso de Serra Gelada, se observa una elevada cobertura al inicio del estudio durante otoño de 2011, mayor que en esta misma estación en 2012. Durante el verano de 2011 se registraron picos altos de temperatura en el agua del mar, que podría haber afectado a la fisiología de *C. racemosa* a modo de estrés térmico. Esto podría haber determinado niveles más bajos de cobertura a los esperados durante todo el ciclo estacional de 2012.

Se ha podido determinar marcadas diferencias en la vulnerabilidad a la invasión del alga según la naturaleza del hábitat o sustrato estudiado. Los porcentajes de cobertura más elevados se han registrado sobre sustrato rocoso (ROCA), márgenes de pradera de *P. oceanica* (MPO) y mata muerta de *P. oceanica* (MATTE), mostrando su alta vulnerabilidad. Los más bajos, se han observado en fondos arenosos (ARENA) y *P. oceanica* (PO), indicando una alta resistencia a la invasión. Estas diferencias descritas se corresponden con estudios previos (Katsanevakis et al., 2010).

Estadísticamente, el sustrato rocoso es el más afectado por la colonización de *C. racemosa*, aunque según las observaciones, también MATTE Y MPO presentan niveles

altos de cobertura del alga. El sustrato MPO es en el que se han medido coberturas más elevadas, pero debido al bajo número de réplicas no se considera representativo.

En la zona de muestreo de Mascarat no se detecta la presencia del alga. En Mitjana y Mina se ha detectado presencia de *C. racemosa* dentro de las praderas de *P. oceanica* y en sus márgenes, en mayor abundancia que en otras zonas de muestreo.

En otros estudios se ha comprobado que en praderas bien conservadas, las elevadas densidades de haces, dificultan la colonización de *C. racemosa*, viéndose restringido su crecimiento a los márgenes y a los parches (Cecherelli et al., 2000; Klein y Verlaque, 2008).

En el Cabo de San Antonio, los sustratos MATTE y ROCA presentan la mayor vulnerabilidad a la invasión de *C. racemosa*, mientras que las bajas coberturas encontradas en PO y ARENA son significativamente menores. En Rotes, *C. racemosa* ha colonizado el sustrato rocoso durante este estudio, cubriendo una escasa superficie expuesta al oleaje sin comunidades algales demasiado complejas.

En la zona de Pope, se han detectado grandes extensiones de MATTE y ROCA altamente colonizadas, aunque no tanto en MPO. Estos tipos de sustrato proporcionan buenos puntos de anclaje a los rizoides de *C. racemosa*, lo que le permite resistir las fuerzas hidrodinámicas. Una vez anclados, los estolones empiezan a crecer cubriendo amplias extensiones (Katsanevakis et al., 2010).

Durante el mes de agosto y en esta zona de muestreo, se han realizado mediciones de cobertura de *C. racemosa* en los que todas las réplicas realizadas han dado como resultado un 100 % de cobertura.

En Muntañar, la dispersión de *C. racemosa* se muestra muy heterogénea, no respondiendo a los patrones estacionales y de colonización del sustrato de una forma tan clara como la mayoría de zonas de muestreo, encontrándose prácticamente ausente después del verano.

La profundidad no ha sido una variable determinante en la frecuencia de aparición de *C. racemosa* durante el estudio probablemente debido a que el rango de profundidades consideradas en una misma zona es bastante reducido. Este parámetro sí afecta al desarrollo del alga, ya que se ha observado una elongación en sus frondes como respuesta a la disminución de luz al aumentar la profundidad, lo que le permite captar más radiación.

Sin embargo se han constatado patrones dispares de respuesta a la profundidad, desde un descenso de la cobertura algal de los 5-10 m a los 15-20 m (De Biasi et al. 1999), hasta una mayor biomasa, longitud de estolones y longitud y número de frondes en zonas profundas en comparación con otras más someras (Cebrián y Ballesteros, 2009).

### **3.6 CONCLUSIONES**

- En los espacios naturales protegidos con ámbito marino y litoral de la Comunidad Valenciana, según los datos obtenidos durante este estudio, las praderas de *P. oceanica* presentan un buen estado de conservación, habiéndose detectado agresiones de origen antrópico debidas al fondeo de embarcaciones y a vertidos incontrolados que incrementan la turbidez del agua en alguna zonas.
- La dinámica litoral y el tipo de sustrato se presentan como determinantes en la ausencia del alga invasora en la Reserva Natural Marina de Irta, el área más septentrional de las consideradas y la única situada al norte del lugar donde se citó por primera vez el alga invasora en la Comunidad Valenciana.
- En las áreas de estudio situadas en la costa de Alicante se han detectado grandes extensiones colonizadas por *C. racemosa*, sobre todo en zonas mata muerta de *P. oceanica* y sustrato rocoso.
- Se presenta claramente una dinámica estacional en la dispersión y desarrollo de *C. racemosa* en la mayoría de las zonas de muestreo (Pope, Mina y Mitjana), considerándose en algunas zonas con un patrón más heterogéneo, inmersas en los primeros estadios del proceso de invasión (Rotes y Muntañar).
- En la época estival, el porcentaje de recubrimiento de *C. racemosa* es más elevado.
- La capacidad de invasión de *C. racemosa* varía en función del tipo de sustrato que coloniza, siendo muy alta en los fondos rocosos y las zonas de mata muerta de *P. oceanica*. En la zona de margen de pradera, se observa un mayor desarrollo de estolones verticales que puede ser respuesta a la presencia de *P. oceanica* que presenta una canopea de mayor porte y *C. racemosa* aumenta su crecimiento en búsqueda de luz. Dentro de las praderas de *P. oceanica* el alga aparece con una baja frecuencia y es más probable encontrarla en praderas fragmentadas, con bajas

densidades y parches. En las praderas en buen estado de conservación no se ha detectado presencia de *C. racemosa*.

- La capacidad de fijación del alga al sustrato y la ausencia de un dosel vegetal vertical juegan un papel fundamental en la colonización del alga.

**ANEJO : Efectos de la invasión de Caulerpa racemosa en la estructura y resiliencia (capacidad de resistencia a la invasión) en fondos rocosos del infralitoral.**

## **3.7 ANEJO : Efectos de la invasión de *Caulerpa racemosa* en la estructura y resiliencia (capacidad de resistencia a la invasión) en fondos rocosos del infralitoral.**

### **3.7.1 Introducción**

Desde julio de 2012 se está llevando un experimento en la Reserva natural marina del Cabo de San Antonio.

En el seguimiento en los espacios naturales protegidos se muestra, que uno de los hábitats más afectados han los fondos rocosos del infralitoral, pudiendo variar y alterar por completo la estructura de comunidades importantes como son las facies de *Cystoseira* sp. y otras comunidades de interés del ecosistema marino mediterráneo.

Mediante una propuesta del equipo de Fabio Bulleri, Universidad de Pisa. Dentro del marco del seguimiento de *Caulerpa racemosa* en espacios naturales protegidos de la Comunidad Valenciana, “Obra Social La Caixa”, y en colaboración con la Universidad Católica de Valencia, se incluye una nueva fase específica, para determinar como afecta a la estructura, y la capacidad de resistencia, en las comunidades de fondos rocosos respecto a la invasión de *Caulerpa racemosa*.

El experimento se está realizando en diferentes puntos y latitudes del mediterráneo, con esto, se obtendrán datos importantes de como puede variar a nivel latitudinal la invasión de *Caulerpa racemosa*.

Hasta el momento: Croacia, Puglia (Lecce), Sicilia, Cerdeña y Javea.

El experimento durará aproximadamente una año y medio.

### **3.7.2 Material y métodos**

El estudio de los efectos de *C. racemosa* sobre la resiliencia (capacidad de resistencia a la invasión) y la estructura en fondos rocosos se realizan simultáneamente por medio de un experimento simple, incluyendo 5 tratamientos:

- 1) Parcelas invadidas (sin tocar durante todo el experimento).
- 2) Parcelas invadidas y se elimina *C. racemosa* (extracción manual) durante todo el experimento.

- 3) Parcelas sin invadir (sin tocar durante todo el experimento).
- 4) Parcelas invadidas y se eliminan todas las comunidades residentes (incluyendo *C. racemosa*), y desde el comienzo del experimento, se PERMITE a *C. racemosa*, volver a invadir las parcelas.
- 5) Parcelas invadidas y se eliminan todas las comunidades residentes (incluyendo *C. racemosa*), y desde el comienzo del experimento, NO se PERMITE a *C. racemosa*, volver a invadir las parcelas (extracción manual a lo largo del experimento).

El experimento consta de 25 parcelas fijas (5 parcelas por cada tratamiento), de 40x40cm, marcadas con epoxi y bridas. Según el tratamiento y la réplica que le corresponde. Las bridas “blancas indican el Tratamiento” y las “negras la Réplica”.

El mantenimiento de los tratamientos (extracción manual de *C. racemosa*) requiere visitas sobre el terreno cada 2-3 semanas.

Lo positivo es trabajar a profundidades bajas, de entre 6 y 12 m, y que, *C. racemosa* se somete a una regresión en invierno y no hay necesidad de mantener los tratamientos de diciembre a mayo.

El muestreo se realiza visualmente con cuadrados de 40x40cm (en las parcelas fijas), subdivididos en 25 subcuadrados, realizando estimaciones de cobertura algal, en cada subcuadrado, de 5 tipos de comunidades algales:

*Caulerpa racemosa*, erectas, cespitosas, incrustantes y arbóreas.

A su vez, se realiza una documentación fotográfica de cada parcela durante el estudio.

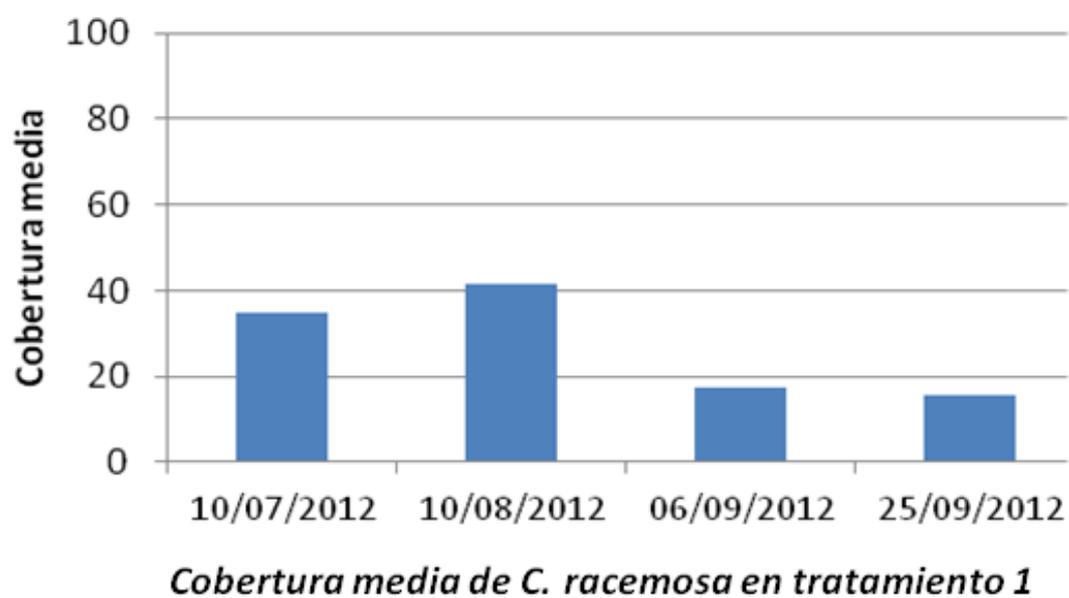
El experimento debe durar aproximadamente una año y medio.

### **3.7.3 Resultados**

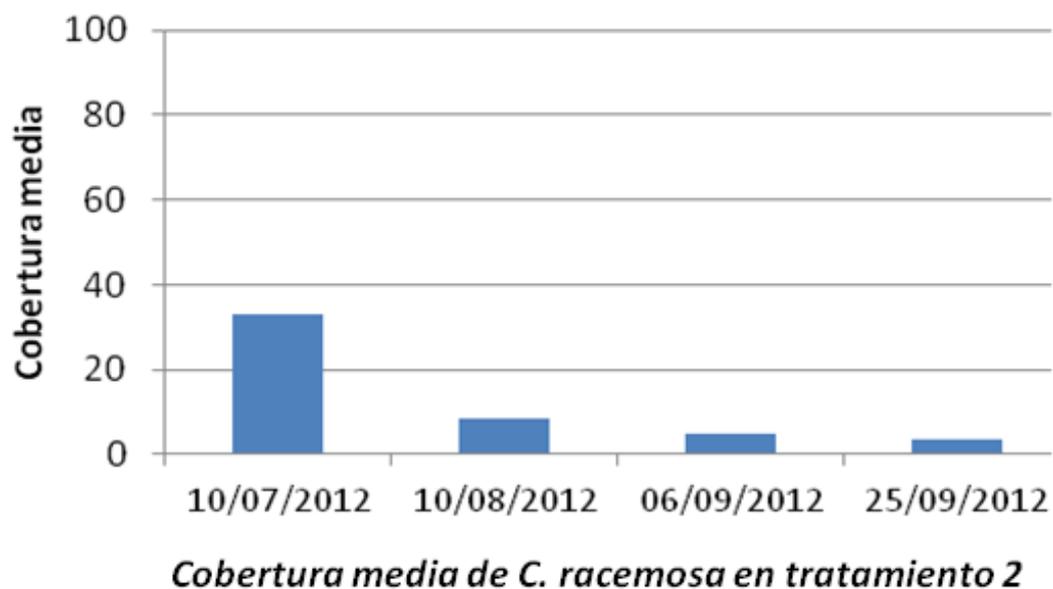
A continuación se muestran los resultados obtenidos hasta ahora de cada uno de los tratamientos.

El primer dato en cada gráfica, representa la cobertura inicial de *C. racemosa*, y los siguientes, las mediciones de cobertura antes de proceder a aplicar el tratamiento periódico correspondiente en cada caso. Los datos se expresan como el porcentaje de cobertura media de las 5 réplicas de cada tratamiento. En el control, tratamiento 3, partimos de la ausencia de *C. racemosa*.

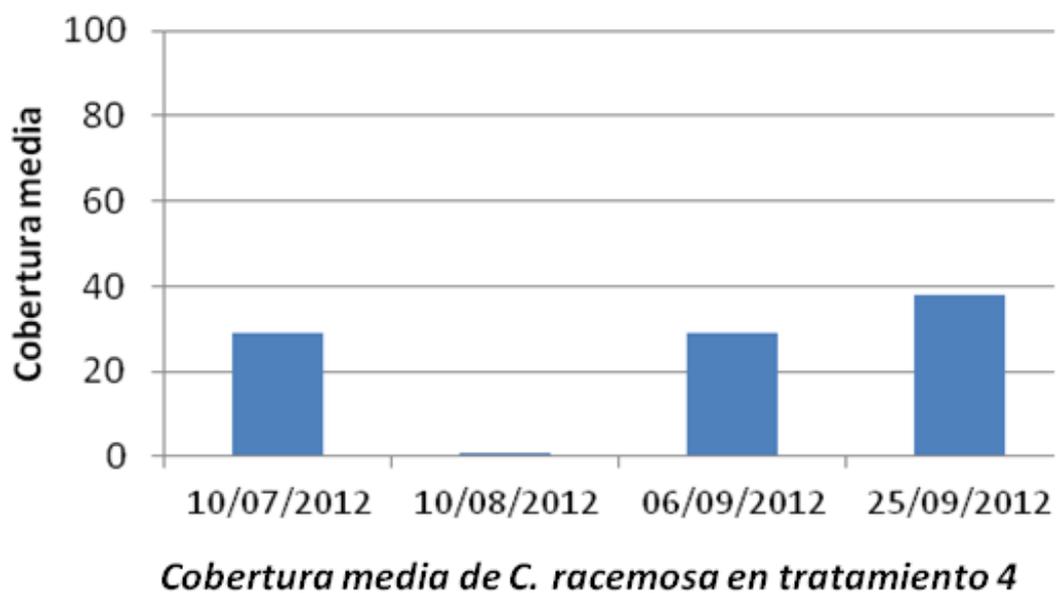
En el tratamiento 1,



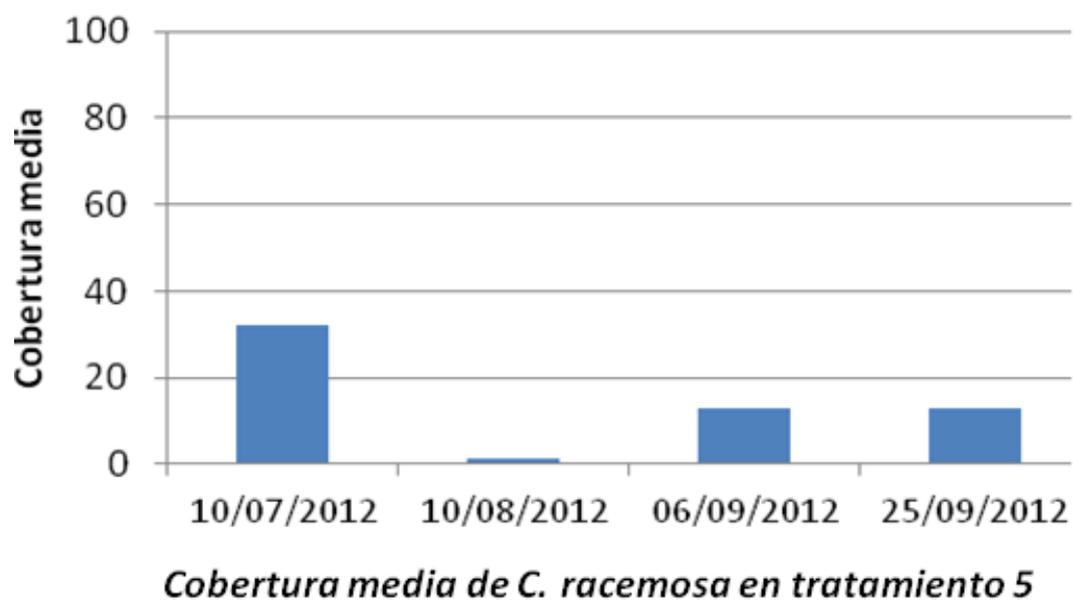
En el tratamiento 2,



En el tratamiento 4,



En el tratamiento 5,





## **0.1 ANEJO FOTOGRÁFICO**



*Medida de cobertura algal de Caulerpa racemosa en P.oceanica*



*Invasión de Caulerpa racemosa en una calva de P.oceanica*



*Caulerpa racemosa* creciendo entre *Cymodocea nodosa*



Detalle del cuadrado de medida subdivido en 64 subcuadrados



*Dispersión de Caulerpa racemosa sobre fondo rocoso*



*Fondos rocosos en Irta*



*Invasión de Caulerpa racemosa sobre Matte (mata muerta de P.oceanica)*



*Invasoras marinas: seguimiento de Caulerpa racemosa en Canal 9*



*Caulerpa racemosa* sobre Matte (mata muerta de *P. oceanica*) en el PN de Serra Gelada



*Medida sobre fondos rocosos en el PN de Serra Gelada*





**4 ESTUDIO DE ESPECIES BIOINDICADORAS PARA LA CARACTERIZACIÓN DE LAS PRADERAS DE POSIDONIA EN ESPACIOS NATURALES MARINOS PROTEGIDOS DE LA COMUNIDAD VALENCIANA: *Pinna nobilis*.**



## ÍNDICE DEL CAPITULO

<b>4</b>	<b>ESTUDIO DE ESPECIES BIOINDICADORAS PARA LA CARACTERIZACIÓN DE LAS PRADERAS DE POSIDONIA EN ESPACIOS NATURALES MARINOS PROTEGIDOS DE LA COMUNIDAD VALENCIANA:</b>	
	<b><i>Pinna nobilis</i>.</b>	<b>125</b>
4.1	INTRODUCCIÓN	125
4.2	OBJETIVOS	125
4.3	MATERIAL Y MÉTODOS	126
4.3.1	ÁREA DE ESTUDIO	126
4.3.2	<i>Pinna nobilis</i> : BIOLOGÍA Y HABITATS	128
4.3.3	METODOLOGÍA: CENSOS DE <i>Pinna nobilis</i>	132
4.3.3.1	Técnica de muestreo-remuestreo	132
4.3.3.2	Censo en círculos	134
4.3.3.3	Medida de la orientación de las valvas	134
4.3.4	INSTALACIÓN DE SENSORES DE TEMPERATURA	134
4.4	RESULTADOS	135
4.4.1	ESTACIONES DE MUESTREO DE <i>Posidonia oceanica</i> ESTABLECIDAS EN ZONAS DE MUESTREO DE <i>Pinna nobilis</i>	135
4.4.2	TRANSECTOS MUESTREO-REMUESTREO DE <i>Pinna nobilis</i>	136
4.4.2.1	Distribución de tallas	137
4.4.2.2	Densidad de individuos	138
4.4.2.3	Supervivencia	139
4.4.2.4	Orientación de las valvas	140
4.4.3	CENSOS EN CÍRCULOS	141
4.4.3.1	Registros de temperatura	144
4.5	DISCUSIÓN	239
4.6	CONCLUSIONES	147
4.7	ANEJO FOTOGRÁFICO	149

## **4 ESTUDIO DE ESPECIES BIOINDICADORAS PARA LA CARACTERIZACIÓN DE LAS PRADERAS DE POSIDONIA EN ESPACIOS NATURALES MARINOS PROTEGIDOS DE LA COMUNIDAD VALENCIANA: *PINNA NOBILIS*.**

### **4.1 INTRODUCCIÓN**

El ecosistema que conforman las praderas de *Posidonia oceanica* es necesario para muchas especies que allí se reproducen y alimentan, *Pinna nobilis* Linnaeus, 1758, es una especie amenazada dependiente de este hábitat. Está catalogada como vulnerable por el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas y también por el Anexo IV de la Directiva Hábitat y el Anexo II del Convenio de Barcelona (IUCN Red List of Threatened Species, 2012). El estudio de su distribución geográfica y de su dinámica poblacional es importante para localizar posibles amenazas de origen antrópico. Una de las líneas prioritarias de investigación es la del efecto del calentamiento global en las praderas de *P. oceanica* (Díaz, E. & Marbà, N., 2009). La utilización de especies bioindicadoras calcáreas como *P. nobilis*, es de gran interés y mediante el registro de series temporales de temperatura, contribuye a determinar cómo afectan las variaciones térmicas en el desarrollo de las partes estructurales de los individuos y en su distribución poblacional.

### **4.2 OBJETIVOS**

El objeto de la presente actuación es el seguimiento y estudio del hábitat prioritario 1120 de la Red natura 2000 praderas de *Posidonia oceanica* a través del censo de nacras (*Pinna nobilis*). *P. nobilis* es una importante especie indicadora del estado de salud de las praderas. Las variaciones en la abundancia y estructura de tamaños de las poblaciones de *P. nobilis* puede ser un indicador de la calidad de las aguas y de la estabilidad mecánica de las praderas de *P. oceanica* (Díaz, E. & Marbà, N., 2009).

Los objetivos principales de este proyecto son:

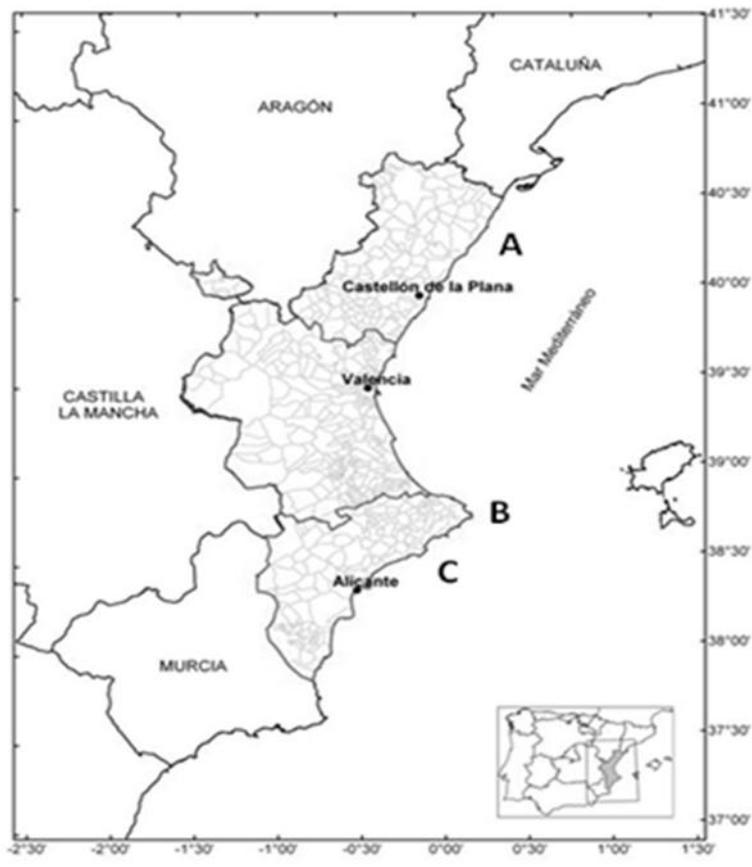
- Establecer un seguimiento periódico mediante censos de individuos de *P. nobilis*.

- Detectar las zonas de máxima concentración de individuos de *P. nobilis* para focalizar los esfuerzos en materia de gestión.
- Iniciar series temporales de datos de larga duración sobre la dinámica poblacional.
- Evaluar el estado de conservación de las praderas de *P. oceanica* en las zonas de censo de poblaciones de *P. nobilis*,
- Determinar las zonas en las que la posibilidad de producirse agresiones antrópicas sea mayor y establecer medidas de gestión adecuadas.
- La instalación de sensores de temperatura en espacios naturales protegidos con ámbito marino de la Comunidad Valenciana.

## **4.3 MATERIAL Y MÉTODOS**

### **4.3.1 ÁREA DE ESTUDIO**

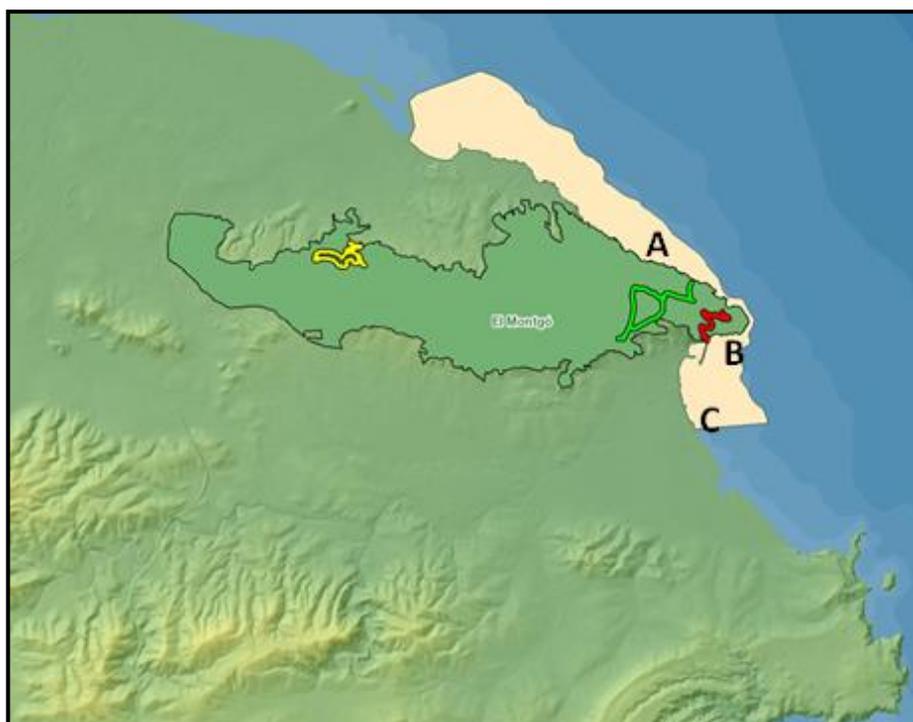
El presente estudio se ha desarrollado en 3 espacios naturales protegidos costero-litorales de la Comunidad Valenciana, Reserva Natural Marina de Irta, Reserva Natural Marina del Cabo de San Antonio y Parque Natural de Serra Gelada y su entorno litoral. Se han establecido diferentes zonas de muestreo de *Pinna nobilis* según su ubicación, en concreto, se han diferenciado tres zonas en cada espacio natural marino protegido de la provincia de Alicante y 1 zona en el de Castellón. Tras diversas prospecciones, se han determinado las zonas con mayor presencia del bivalvo *P. nobilis*, limitando a una la zona de muestreo en Irta por su restringida localización (zona B).



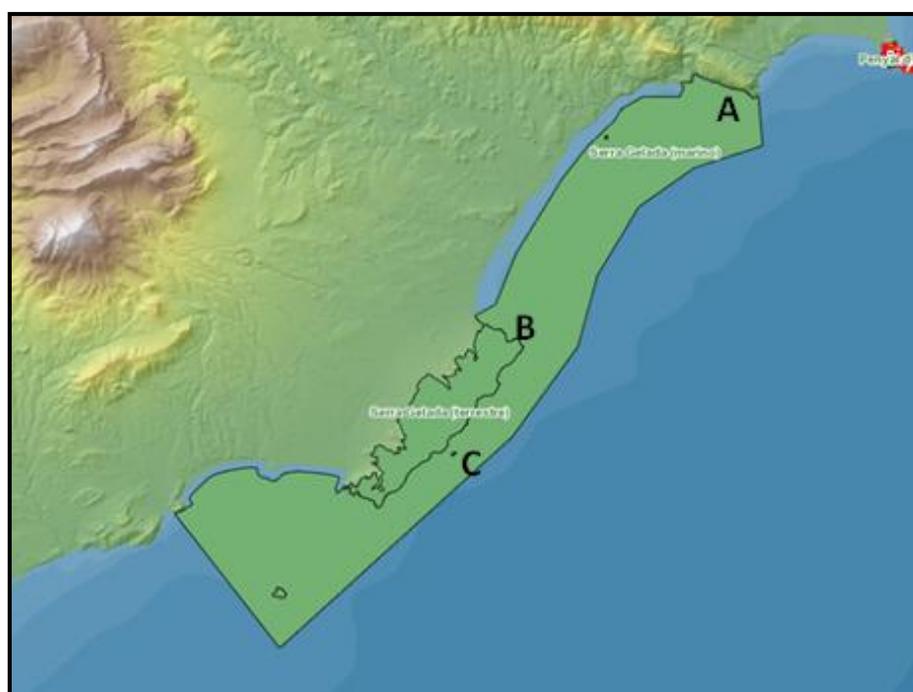
**Fig. 4.1. Situación (WGS84) de las áreas de estudio de *Pinna nobilis*. Reserva natural marina de Irta (A), Reserva natural marina del Cabo de San Antonio (B) y Parque natural de la Serra Gelada y su entorno litoral (C).**



**Fig. 4.2. Zonas de muestreo *P. nobilis* en la Reserva natural marina de Irta. Torre Badum (A), Playa Irta (B) y Cala Mundina (C).**



**Fig. 4.3. Zonas de muestreo *P. nobilis* en la Reserva natural marina del Cabo de San Antonio. Les Rotes (A), Cala Pope (B) y Muntañar.**



**Fig. 4.4. Zonas de muestreo *P. nobilis* en el Parque Natural de Serra Gelada y su entorno litoral. Mascarat (A), Cala Mina (B) y Isleta Mitjana (C).**

### 4.3.2 *Pinna nobilis*: BIOLOGÍA Y HABITATS

*Pinna nobilis* es una especie endémica del mar Mediterráneo, donde está ampliamente distribuida. Se encuentra en fondos de sustrato blando donde disponga de fracciones sólidas a las que fijarse, desde aguas muy someras hasta 60 m de profundidad, aunque lo más común es que las poblaciones sufran algún tipo de impacto y en numerosas zonas se hayan retirado de los fondos someros, siendo muy difícil localizar individuos a menos de 3 m de profundidad (Díaz, E. & Marbà, N., 2009).



**Fig. 4.5. *Pinna nobilis* en pradera de *Posidonia oceanica*.**

El molusco bivalvo *P. nobilis*, comúnmente conocido como nacra, se fija a la pradera mediante el biso, enterrando aproximadamente un tercio de su concha en el sustrato formado por los rizomas, mientras que el extremo de las valvas puede sobresalir sobre el dosel foliar (Fig.4.5).

*P. nobilis* se alimenta filtrando las partículas orgánicas y plancton del agua (Fig.4.6).



**Fig. 4.6. Aparato filtrador de *Pinna nobilis*.**

Su hábitat más común son las praderas de *Posidonia oceanica*, aunque a veces también aparece en praderas de *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina* o *Caulerpa prolifera*, especialmente en lagunas litorales con influencia marina, en zonas de mata muerta o en fondos detríticos y de “maërl”. Se encuentra en las costas de Melilla y Chafarinas y en todo el litoral mediterráneo español desde Punta Entinas (Almería) hasta cabo de Creus, incluido el archipiélago balear (Díaz, E. & Marbà, N., 2009). En las praderas de *P. oceanica* localizadas en los espacios naturales protegidos de la Comunidad Valenciana existen densas poblaciones de *P. nobilis* que pueden llegar hasta los 15 individuos/100 m<sup>2</sup>. La densidad de individuos disminuye, sobre todo, en aquellas zonas donde el impacto de la actividad antrópica sobre las comunidades bentónicas es más notorio, como en las proximidades de ciudades como Denia, Jávea, Calpe, Altea, Villajoyosa o Alicante. Concretamente, al sur del Cabo de San Antonio y en la playa del Tangó, en Jávea y en Sierra Helada, en Benidorm, se ha podido observar directamente cómo el efecto de los emisarios submarinos se ha dejado notar tanto sobre las praderas de *P. oceanica*, como sobre las poblaciones de *P. nobilis*, ya que éstas poseen un escaso número de individuos adultos, localizándose valvas de ejemplares muertos de grandes dimensiones (Fig.4.7). Al norte del golfo de Valencia, a excepción de las Islas Columbretes, donde existen poblaciones en buen estado sobre praderas de *C. nodosa* y fondos de “maërl”, la especie es escasa en una gran extensión del litoral. En la Reserva

Natural Marina de la Sierra de Irta existen poblaciones importantes de nacra restringidas a pequeñas extensiones de fondos marinos poblados por *P. oceanica*.



**Fig. 4.7. Ejemplar de *Pinna nobilis* muerto de gran tamaño, con detalle de rotura de las valvas**

La distribución de las nacras en una pradera suele ser agregada y su densidad poblacional está entre 0 y 5 individuos por metro cuadrado, siendo lo más común menos de 10 individuos por cada 100 m<sup>2</sup>. La densidad de las poblaciones de nacras aumenta con la cobertura de la pradera, en el caso de *P. oceanica*, y es máxima cuando la densidad de la pradera está entre 700 y 850 haces/m<sup>2</sup>. También la densidad y el tamaño de las nacras aumentan con la profundidad, probablemente debido a la reducción del estrés mecánico. Por su hábito filtrador, *P. nobilis* es sensible a la contaminación del agua en las praderas y dado su lento crecimiento, es sensible a la erosión y la perturbación mecánica de las praderas, por anclas, arrastre e inestabilidad sedimentaria (García-March, J.R., 2005).

Las variaciones en la abundancia y estructura de tamaños de las poblaciones de *P. nobilis* puede ser un indicador de la calidad de las aguas y de estabilidad mecánica de las praderas. Como es común entre los bivalvos, el reclutamiento de *P. nobilis* es muy azaroso, ya que depende en gran medida del hidrodinamismo. Además, como en muchos invertebrados, la mortalidad natural de las nacras es alta en los juveniles y decrece con la

edad. Por otro lado, la probabilidad de observar una nacra aumenta con su tamaño, muchos ejemplares pequeños pasan desapercibidos. Un déficit de juveniles (Fig.4.8) puede estar indicando que la población tiene problemas para el reclutamiento, bien por la existencia de contaminantes en el medio que afectan al desarrollo de las larvas o bien por la falta de un sustrato óptimo que permita su fijación y crecimiento. Por otra parte, una población que esté formada en su mayoría por ejemplares de pequeño tamaño, puede estar sufriendo algún tipo de estrés físico, como pesca de arrastre, capturas ilegales o estrés hidrodinámico



**Fig. 4.8. Ejemplar juvenil de *Pinna nobilis*.**

### **4.3.3 METODOLOGÍA: CENSOS DE *Pinna nobilis***

#### **4.3.3.1 Técnica de muestreo-remuestreo**

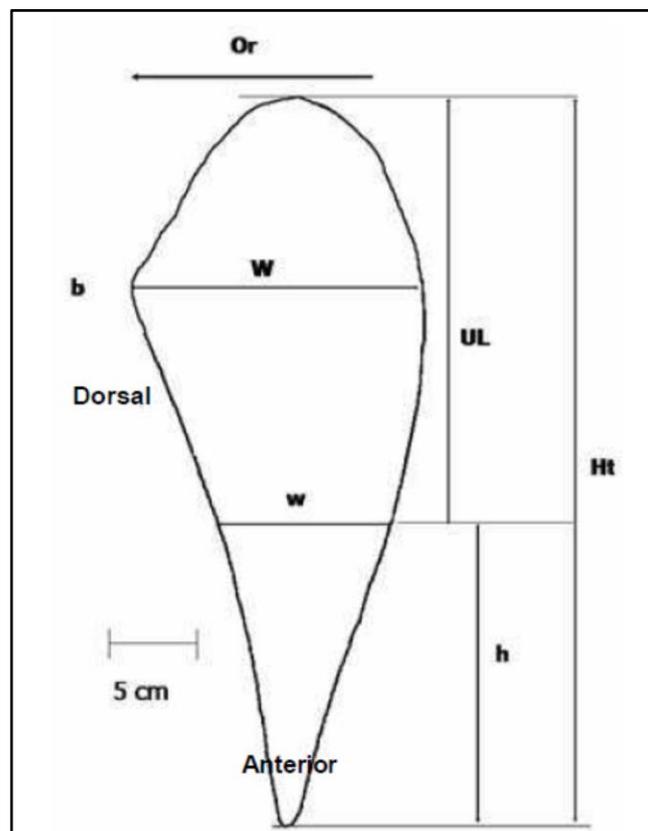
Las zonas de muestreo para *Pinna nobilis* son las mismas para rentabilizar los recursos materiales y personales que el trabajo en el medio hiperbárico requiere. En las zonas donde existen praderas más o menos extensas de *Posidonia oceanica*, se realizan transectos de 10 m que constituyen la unidad de muestreo. Se establece un punto georreferenciado de inicio (en todos los casos se ha empleado el Datum WGS 84) desde el que se realizan series de transectos continuos en varios rumbos, fijando visualmente una banda de 2 m a cada lado de los mismos. Cada lado del transecto es inspeccionado

minuciosamente por un buceador que anota la distancia en el transecto y la distancia perpendicular al transecto a la que encuentra cada individuo. En esta zona se busca la presencia de adultos y juveniles y en la zona que queda fuera de la banda cada buceador observa de forma más genérica la presencia de individuos de mayor tamaño que sobresalgan sobre el dosel foliar. De cada individuo, se toman medidas de sus valvas con un calibre (anchura máxima, anchura a nivel de sustrato y altura de la parte emergida), profundidad a la que se localiza y estado en el que se encuentra (viva, muerta o rota). Cada buceador recorre los dos lados del transecto con el fin de localizar posibles individuos no avistados por su compañero. Esta técnica permite hacer estimas robustas del tamaño de la población en poblaciones con dificultades de acceso (buceo con escafandra autónoma y escondidas entre las hojas de Posidonia).

Para estimar la altura máxima de cada individuo de *P. nobilis* se ha utilizado la ecuación de García-March (2006):

$$Ht = 1,29 \times W^{1,24}$$

Esta ecuación se basa en la observación de la relación entre Ht (altura total) y W (anchura máxima) (Fig.4.9) y una regresión exponencial ofrece una alta probabilidad de aproximación al valor real de este parámetro, reduciendo los residuos.



**Fig. 4.9. Mediciones de interés para estimar la altura máxima Ht, UL=longitud desenterrada, W=Anchura máxima, w=anchura mínima.**

#### **4.3.3.2 Censo en círculos**

En cada reserva marina, en las zonas de máxima presencia de individuos, se realizará un censo de nacras en círculos con el fin de determinar la densidad máxima de individuos encontrados en cada zona y realizar un mapeo exacto de su posición localizándolos desde un punto georreferenciado mediante un rumbo y distancia al mismo. Para ello, dos buceadores describen círculos concéntricos desde un punto central con un radio de 2.5, 5, 7.5 y 10 metros, registrando la distancia y rumbo al centro de cada individuo. Se toman las mismas medidas anteriormente descritas de cada individuo. Este mapeo permitirá llevar un seguimiento a largo plazo de la dinámica poblacional mediante el estudio de la tasa de mortalidad y reclutamiento neto de nuevos individuos en inspecciones posteriores de estas áreas mapeadas.

#### **4.3.3.3 Medida de la orientación de las valvas**

De manera experimental se ha medido la orientación de 16 ejemplares situados en la zona de muestreo de Irta. Se ha elegido esta zona por lo singular que resulta encontrar altas densidades de *P. nobilis* a tan poca profundidad y en una costa tan expuesta al oleaje y las corrientes. La metodología consiste en medir la orientación de las valvas con una brújula sumergible tomando como referencia la unión entre las valvas (b, en Fig.4.9) y observando hacia donde se orienta la abertura de las mismas.

#### **4.3.4 INSTALACIÓN DE SENSORES DE TEMPERATURA**

Se han instalado dos sensores de temperatura “Datalogger HOBO Pro V2 U112” a 9 y 17 metros de profundidad en cada área de estudio, el objetivo es que cada espacio marino protegido disponga de registros a largo plazo de temperatura a dos profundidades (Fig.4.10). Se ha utilizado una masilla marina de dos componentes para establecer dos puntos de anclaje para el soporte de cada sensor. Bimensualmente se procede a la retirada y sustitución de cada sensor para descargar la información registrada.



**Fig. 4.10. Instrumento de registro de temperatura. Soporte y sensor de temperatura HOBO instalado a 17 metros de profundidad.**

## **4.4 RESULTADOS**

### **4.4.1 ESTACIONES DE MUESTREO DE *Posidonia oceanica* ESTABLECIDAS EN ZONAS DE MUESTREO DE *Pinna nobilis***

Dentro del trabajo de censos de *Pina nobilis* se han establecido unas zonas de muestreo del bivalvo en las que también se ha realizado el muestreo de los descriptores básicos de *Posidonia oceanica*. A continuación se muestran los datos obtenidos para cada zona, cobertura en Tabla 4.1, densidad Tabla 4.2.

**Tabla 4.1. Cobertura de sustrato de *P. oceanica* (n= nº de réplicas, SD=desviación estándar).**

Área estudio	Zona muestreo	n	% Cobertura $\pm$ SD	Rango	Profundidad (m)
Cabo San Antonio	Rotes	40	44,22 $\pm$ 40,13	0 – 97,5	9,40
	Pope (E14)	40	50,86 $\pm$ 48,47	0 – 83,75	9,70
	Muntañar	40	46,76 $\pm$ 43,65	0 – 89,65	5,20
Serra Gelada	Mascarat	30	60,26 $\pm$ 18,95	10 - 80	9,50
	Mina	40	63,44 $\pm$ 17,62	25 – 82,5	9,60
	Mitjana	40	70,75 $\pm$ 6,64	0 - 100	9,50
Irta	Playa Irta	40	76,64 $\pm$ 18,15	61,25 - 80	4,40

**Tabla 4.2. Densidad de haces de *P. oceanica* (nº haces/m<sup>2</sup>, n= nº de réplicas, SD=desviación estándar).**

	n	Densidad± SD	Rango	Profundidad
Cabo San Antonio				
Rotes	16	632,75 ± 192,50	16 – 41	9,40
Pope	16	681,25 ± 130	16 – 33	9,70
Muntañar	20	866,25 ± 186	14 - 34	5,20
Serra Gelada				
Mascarat	15	741,75 ± 101,50	23 - 39	9,50
Mina	20	652,50 ± 189,50	20 – 38	9,60
Mitjana	16	770 ± 137,25	25 - 39	9,50
Irta				
Playa Irta	16	1354,75 ± 128,75	46 - 61	4,40

#### 4.4.2 TRANSECTOS MUESTREO-REMUESTREO DE *Pinna nobilis*

Los resultados obtenidos sobre la presencia y distribución de *Pinna nobilis* se muestran en la Tabla 4.3. Las zonas de muestreo son las mismas que en los estudios de *Posidonia oceanica* y de algas invasoras llevados a cabo, para optimizar los desplazamientos a cada una de estas zonas y poder realizar en cada enclave una caracterización biológica basada en varias especies y descriptores. Dada la elevada concentración de *P. nobilis* encontrada en el entorno del islote de l'Olla, se ha establecido una zona de muestreo en esta zona. Playa Irta es la única zona de muestreo en su área de estudio que alberga individuos de la especie objetivo debido a que en las otras dos, predominan los fondos blandos. A continuación se muestra un resumen de los datos obtenidos.

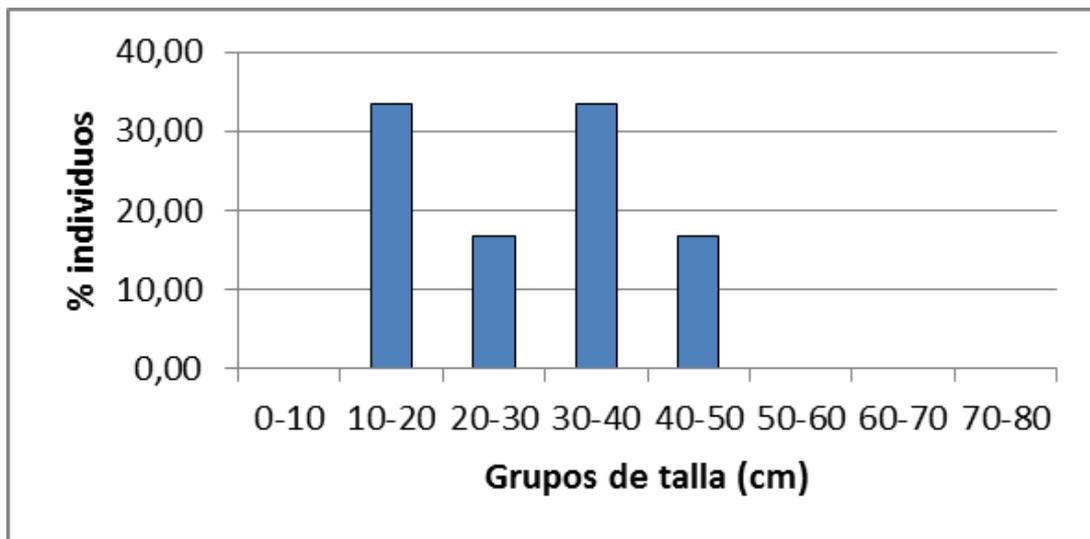
**Tabla 4.3. Resultados obtenidos en los transectos de *P. nobilis*. (n = número de transectos, DT = nº de ejemplares observados/100m<sup>2</sup>, DV = nº de ejemplares vivos/100m<sup>2</sup>, Talla = altura total media de los individuos (cm), Rango = rango de las tallas, P = profundidad media de observaciones (m)).**

	n	D <sub>T</sub>	% vivos	D <sub>V</sub>	Talla	Rango	P
Cabo San Antonio							
Rotes	10	2,50	60	1,50	22,85	11,90 – 41,40	8,78
Pope	33	3,18	81	2,58	30,39	3,05–69,83	7,94
Muntañar	2	3,75	33	1,25	6,1	-	5
Serra Gelada							
Olla	6	2,50	67	1,68	38,38	17 – 52,95	5,96
Mina	15	2,00	58	1,18	34,48	9,49–73,31	9,49
Mitjana	15	4,83	100	4,83	44,89	9,49–69,83	10,5
Irta							
Playa Irta	12	3,53	100	3,53	28,04	17–40,15	4,12

#### 4.4.2.1 Distribución de tallas

La distribución de tallas nos da información acerca de posibles problemas en los procesos de reclutamiento larvario, reproductivos o de posibles agresiones que pudieran afectar de mayor o menor manera a individuos de una edad. El estudio de la distribución espacial ha permitido observar que los individuos no se distribuyen al azar sino que forman agregados. Se han observado diferencias en la distribución de tallas según el área de estudio.

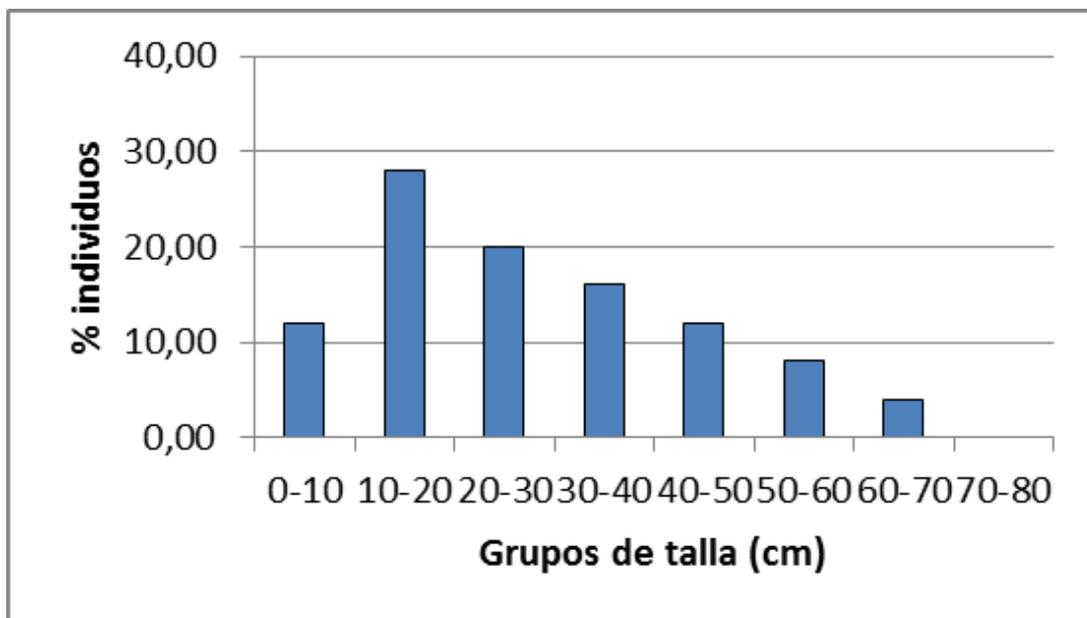
En la zona de muestreo de la Reserva Natural Marina de Irta, con una profundidad media de 4,13 m, se ha hallado una distribución poco extendida e irregular (Fig.4.11), en la que no se detectan juveniles de pequeño tamaño ni adultos de gran porte. La talla media registrada en esta área de estudio es de 28,04 cm.



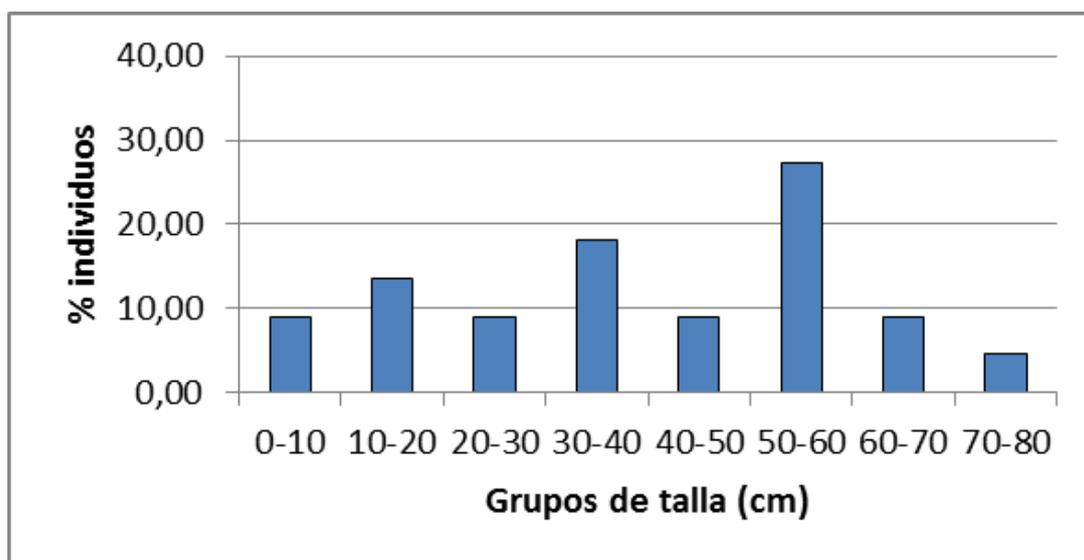
**Fig. 4.11. Distribución de tallas de ejemplares de *P.nobilis* en la R.N.M. de Irta.**

En el área de estudio del Cabo de San Antonio( Fig.4.12) con una profundidad media de 7,24 metros, los grupos de talla predominantes son los que comprenden ejemplares de entre 10-20 y 20-30 cm y la talla media es de 28,33 cm de longitud total.

En el área de estudio del Parque Natural de la Serra Gelada, con una profundidad media de 8,65 m, se ha detectado una distribución más amplia (Fig.4.13) , encontrando mayor proporción de individuos adultos de gran tamaño. El grupo de tallas más abundante es el que incluye individuos de 50-60 cm de longitud total y la talla media es de 35,54 cm.



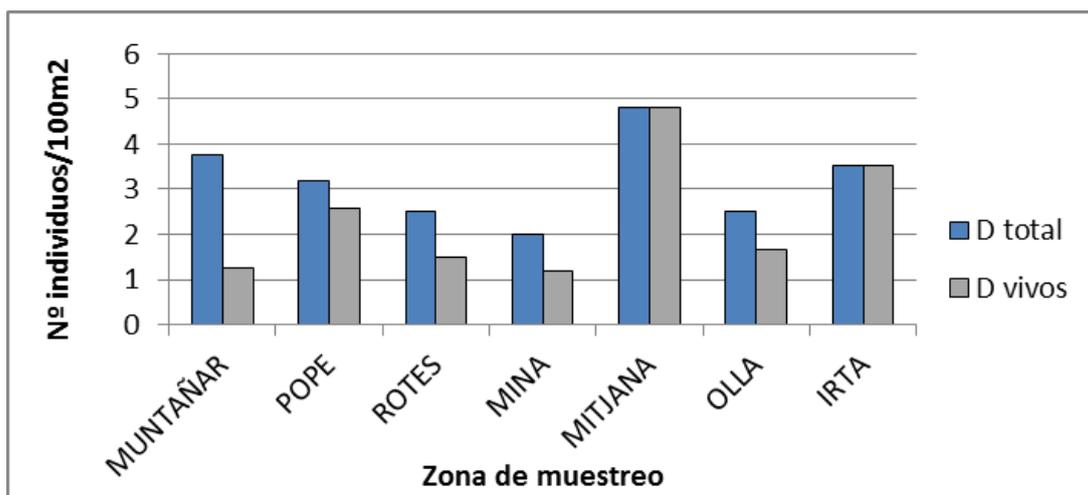
**Fig. 4.12. Distribución de tallas de ejemplares de *P. nobilis* en la R.N. del Cabo de San Antonio.**



**Fig. 4.13. Distribución de tallas de ejemplares de *P. nobilis* en el P.N. de la Serra Gelada.**

#### **4.4.2.2 Densidad de individuos**

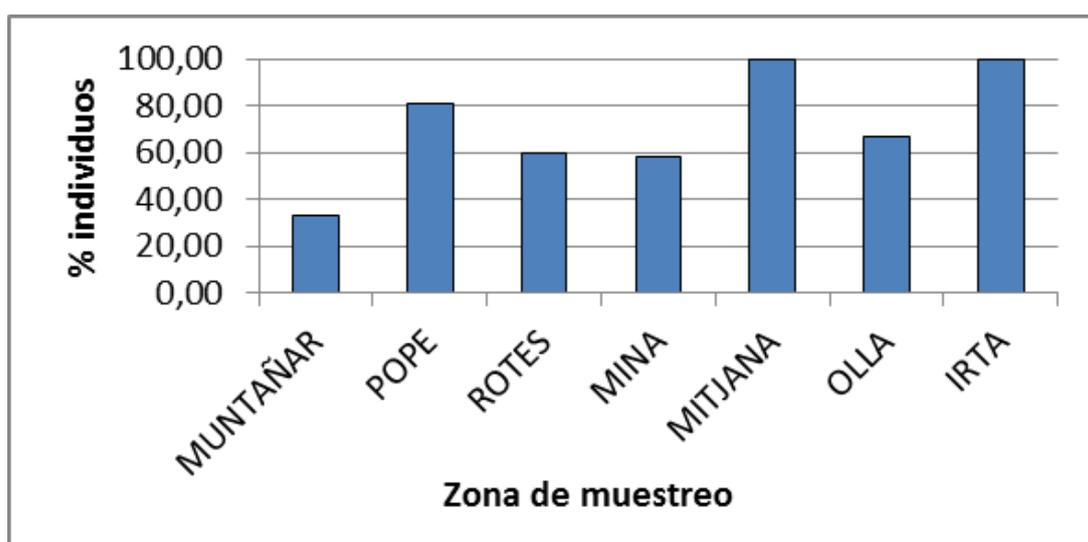
La unidad de muestreo ha consistido en transectos de 10 metros acotados por una banda de 2 m a cada lado, delimitando una superficie de 40 m<sup>2</sup>. Dentro de estas áreas se han realizado el recuento y medición de individuos (Fig.4.14) (tanto vivos como muertos), obteniéndose las frecuencias de aparición más altas en Mitjana (4,83 individuos/100m<sup>2</sup>).



**Fig. 4.14. Densidad de individuos promedio detectada en cada zona de muestreo.**

#### 4.4.2.3 Supervivencia

En cada transecto se ha registrado el estado de conservación en que se encontraba cada individuo, encontrándose ejemplares desde en perfecto estado de conservación hasta individuos con las valvas rotas o muertos (Fig.4.15). La zona que presenta un mayor número de individuos muertos es la zona de Muntanyar (66% individuos muertos). En Mitjana e Irta, el 100% de los individuos detectados estaban vivos.



**Fig. 4.15. Porcentaje de individuos vivos respecto al total registrados en cada zona de muestreo.**

#### 4.4.2.4 Orientación de las valvas

La orientación en que cada ejemplar se fija al sustrato determina la incidencia del oleaje y las corrientes sobre una mayor o menor superficie. De este modo, una orientación alineada con la dirección predominante del hidrodinamismo generado durante los temporales, disminuye las probabilidades de ser extraída del fondo, así como de ser abatida por el impacto de algún fragmento rocoso.

La zona de Irta en que se han tomado estas mediciones de orientación de valvas, se encuentra enmarcada en el Área VIII del Atlas del Cima Marítimo en el Litoral Español, ROM 0,3:91. A continuación se muestra la rosa de oleaje para el punto WANA 2090124, situado 3 millas mar a dentro de la R.N.M. de Irta (Fig.4.16), correspondiente al periodo 1996-2013 en la que se muestra la frecuencia e intensidad del oleaje para cada dirección durante todo el periodo anual. La información que se muestra no corresponde a medidas sino a datos obtenidos mediante modelos numéricos (Fuente: Ministerio de Fomento, Puertos del Estado).

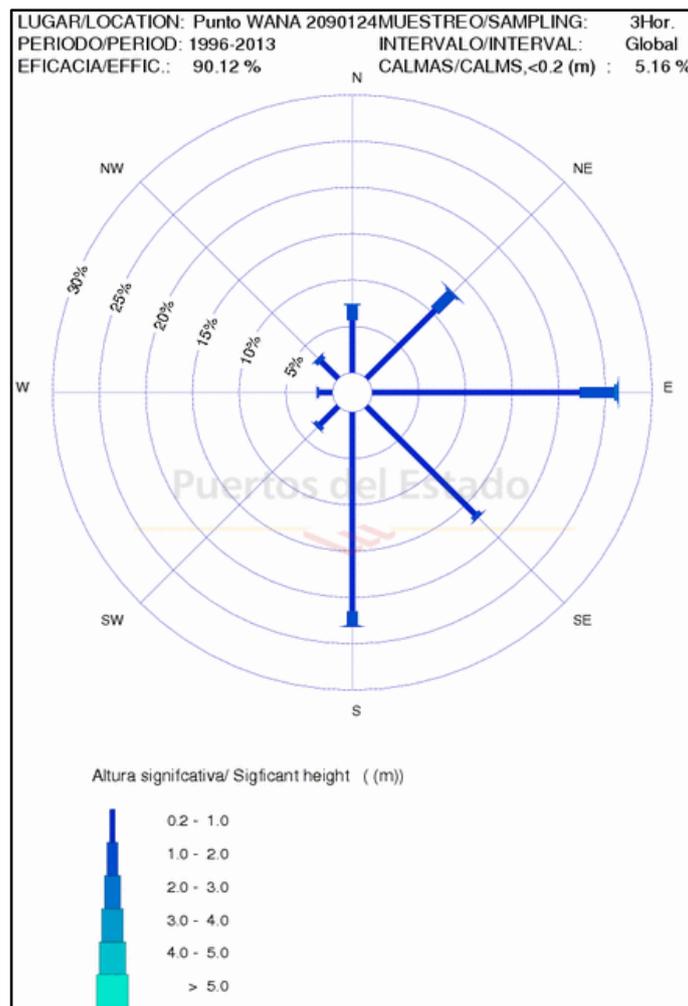
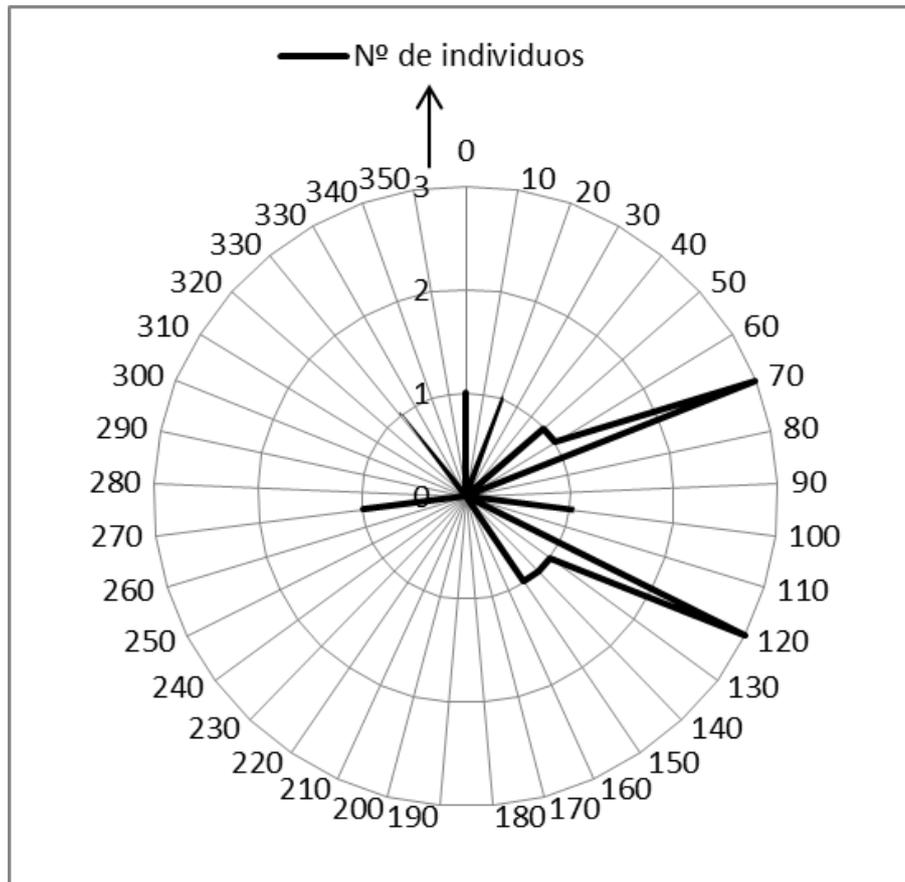


Fig. 4.16. Rosa de oleaje del punto WANA 2090124 del periodo 1996-2013.

De forma global, el oleaje predominante en cuanto a frecuencia e intensidad pertenece al primer cuadrante, siendo el oleaje de componente E ( $90^\circ$ ) los predominantes en esta zona (Fig.4.17).



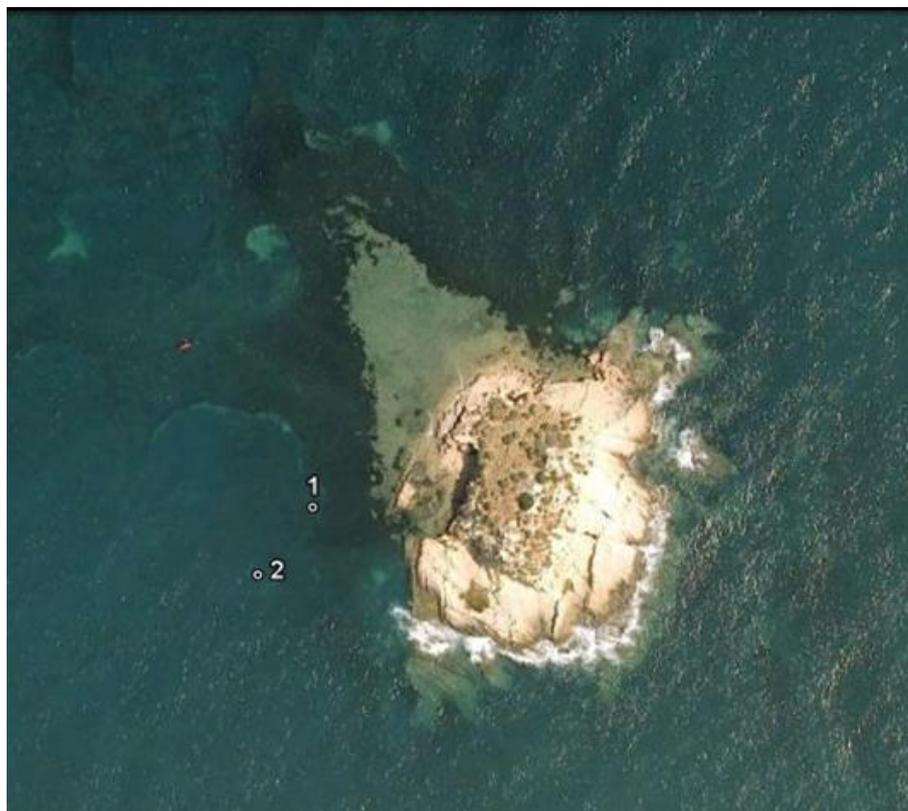
**Fig. 4.17. Número de ejemplares según orientación (rumbo en grados sexagesimales) de las valvas en la estación de Irta.**

Según los datos obtenidos, en la representación superior se puede observar que la orientación de las valvas predominante se encuentra entre los  $70^\circ$  y los  $120^\circ$ , una orientación que podría resultar favorable a la hora de resistir la fuerza del hidrodinamismo producido durante los temporales de levante.

#### **4.4.3 CENSOS EN CÍRCULOS**

Se han determinado dos puntos georeferenciados en el entorno del islote de la Olla, en el P.N. de la Serra Gelada y su entorno litoral para establecer dos estaciones de censo en círculos (Fig.4.18). Estos puntos se han elegido por albergar altas densidades de y por sus condiciones de protección al oleaje, ya que tanto el propio islote de la Olla como la orografía de la bahía de Altea, aíslan estas poblaciones del hidrodinamismo producido durante los temporales.

En esta zona se observa la distribución en agregados de esta especie, en la que las agrupaciones alcanzan densidades de hasta 9,55 individuos/100 m<sup>2</sup> en el caso de la estación Olla1. La georreferenciación de los puntos se ha llevado a cabo utilizando el datum WGS 84.

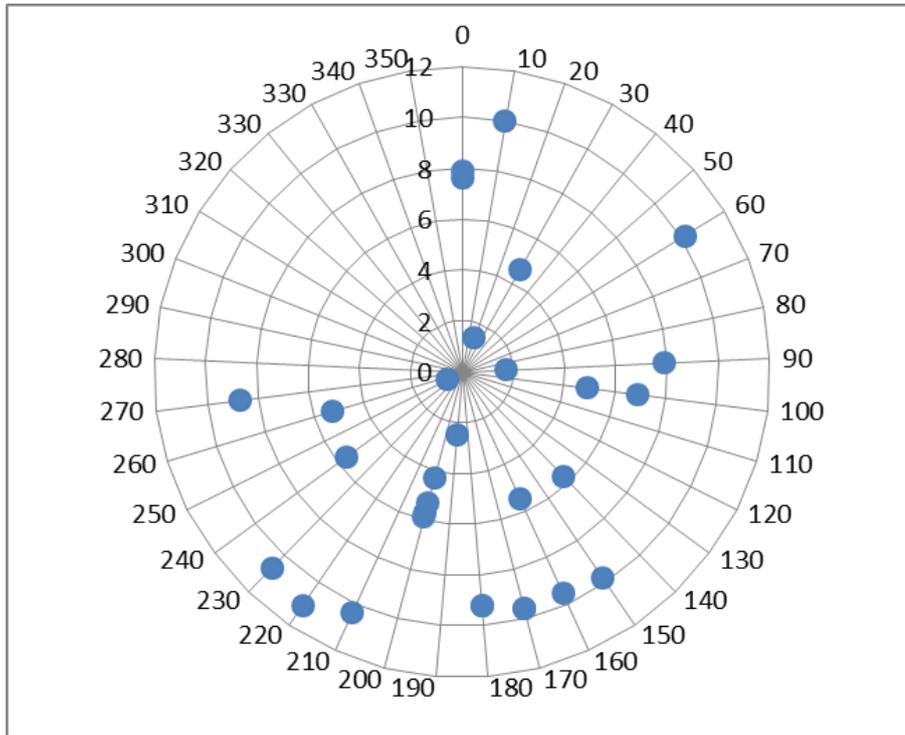


**Fig. 4.18. Estaciones de censo en círculo en el islote de la Olla.**

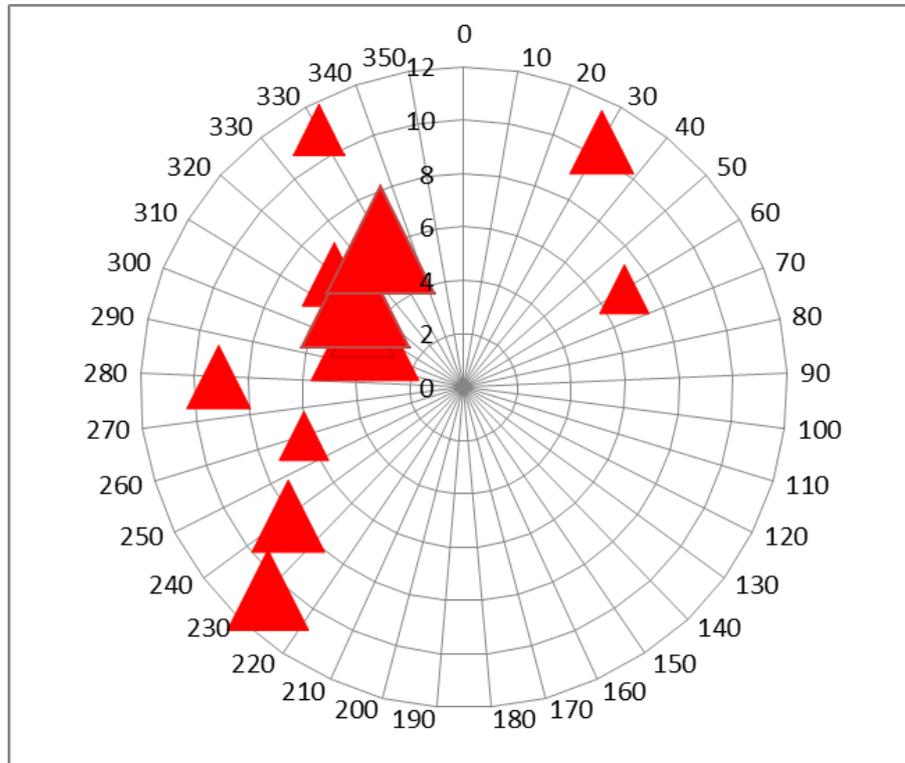
Se ha representado gráficamente los datos de localización (rumbo y distancia a un punto georreferenciado y marcado) tomados en cada estación que ayudan a ubicar cada individuo. En el caso de Olla 1 se dispone únicamente de los datos de dispersión (Fig.4.19), en el caso de Olla2 además, se representan de forma intuitiva los valores de talla de cada ejemplar. (Tabla 4 y Fig.20).

La dispersión en agregados que se observa en las figuras responde a la naturaleza de esta especie. Los cuadrantes que muestran ausencia de ejemplares de, 4° en Olla 1 y 2° en Olla 2, se caracterizan por presentar una pradera fragmentada de forma natural con claros de arena.

En esta zona, debido a la orografía circundante, solo alcanzan la costa con fuerza los temporales de viento y oleaje de levante. Los puntos de las estaciones donde se detectó una alta densidad de nacrás están ubicados justo a poniente del islote, en la zona donde el oleaje confluye y pierde su fuerza, contribuyendo a la deposición y establecimiento de larvas que van repoblado esta zona.



**Fig. 4.19.** Dispersión de los individuos de *P. nobilis* en la estación Olla 1, se muestra distancia en metros y rumbo en grados sexagesimales al punto georreferenciado de cada individuo.



**Fig. 4.20.** Dispersión de los individuos de *P. nobilis* y tamaños en la estación Olla 2, se muestra distancia en metros y rumbo en grados sexagesimales al punto georreferenciado de cada individuo.

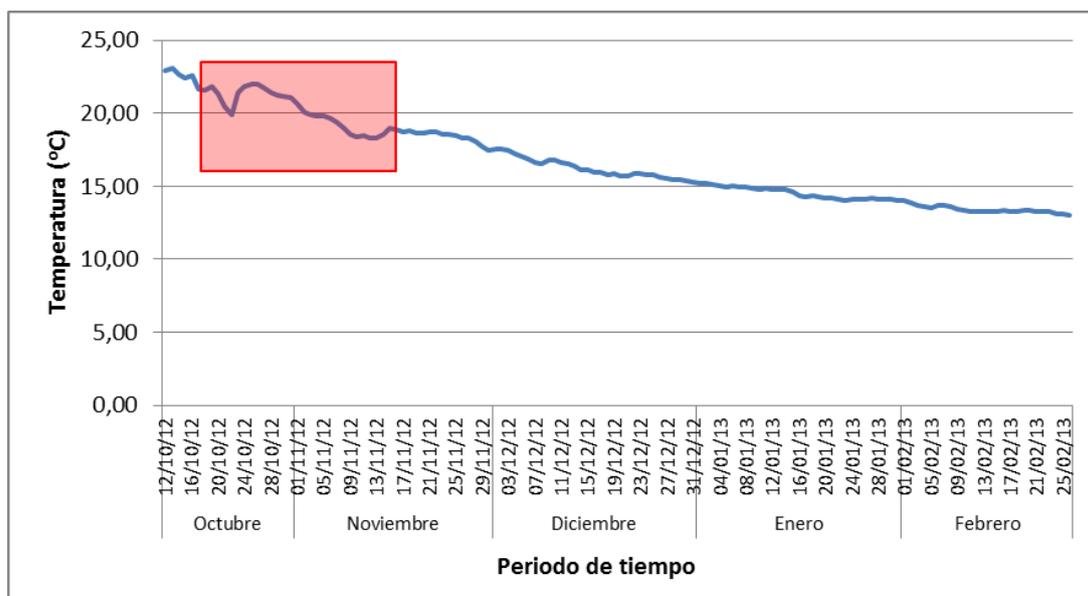
A continuación se muestran los valores de localización y talla de la estación Olla 2. El tamaño de altura máxima reportada ha sido el de un ejemplar de 37,06 cm, no encontrándose de este modo ejemplares de gran porte.

**Tabla 4.4. Datos referentes a la localización y talla de cada uno de los ejemplares de la estación Olla 2.**

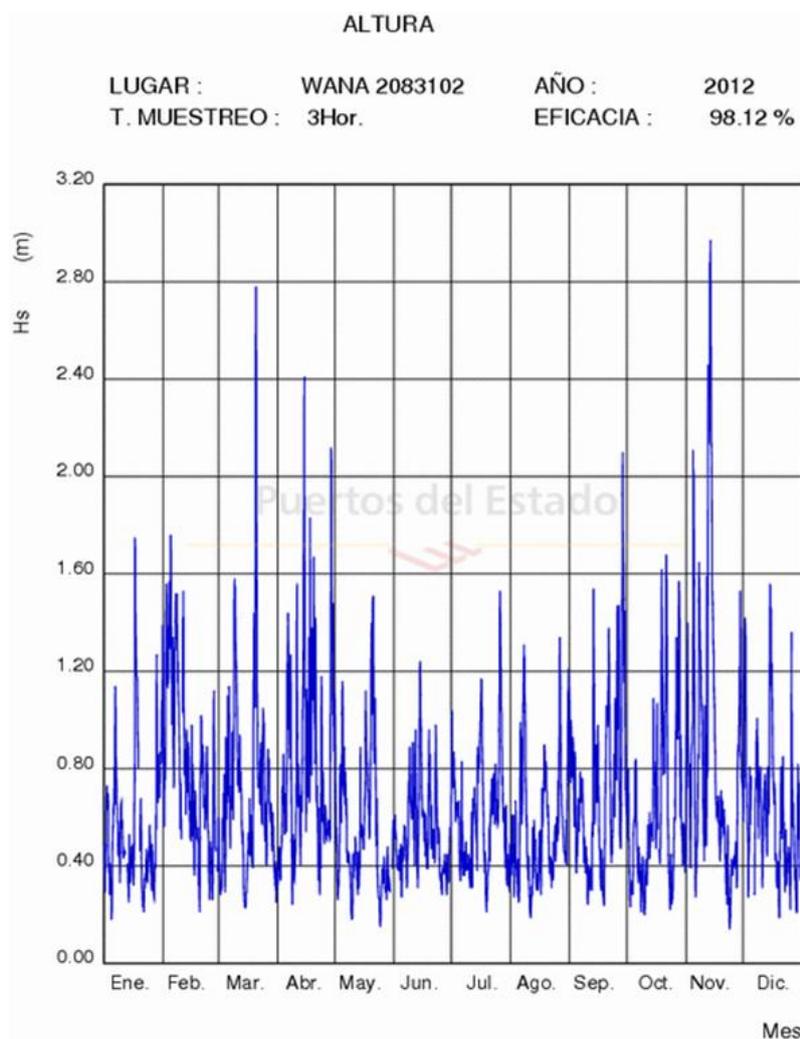
Nombre	Rumbo	Distancia	Altura máxima
1	310	4,3	37,06
2	310	4,4	22,42
3	320	6,4	22,42
4	330	6,6	22,42
5	320	5,3	37,06
6	330	6,3	22,42
7	330	11	17,00
9	280	9,1	22,42
10	260	6,2	17,00
11	240	8,1	25,23
12	230	10,5	28,10
13	60	7	17,00
14	30	10,5	22,42

#### **4.4.3.1 Registros de temperatura**

Se ha obtenido una serie temporal de temperatura media de la zona del islote de la Mitjana, correspondiente a la cota de 17 metros durante el periodo comprendido entre el 11 de octubre y el 26 de febrero de 2012. Se observan algunas oscilaciones durante octubre y noviembre en la tendencia descendente de la línea de temperaturas (Fig.4.21), que tal y como se refleja en el gráfico de altura de ola en esta zona (Fig.4.22), punto (WANA 2083028) durante todo el periodo 2013, se podría corresponder con la inestabilidad registrada en estos meses, que pudo alterar la ubicación de la termoclina produciendo oscilaciones de las distintas masas de agua. Sombreado en rojo se puede observar en ambas figuras los periodos de inestabilidad, tanto térmica como en el oleaje.



**Fig. 4.21. Registro de temperatura a 17 m de profundidad en el periodo octubre-febrero en Mitjana.**



**Fig. 4.22. Gráfico de altura del oleaje durante el año 2012 en el punto WANA 2083028.**

## 4.5 DISCUSIÓN

Durante los meses de junio de 2012 a abril 2013, se han llevado a cabo los censos de *Pinna nobilis*. Localizando algunas zonas de elevada concentración de estos organismos, lo que denota una distribución agregada.

En la Sierra de Irta, contra lo esperado, se han encontrado densidades altas de *P. nobilis* (3,53 ind./100m<sup>2</sup>), ya que siendo una zona de poca profundidad donde se localizan las praderas de *Posidonia oceanica* (se ha encontrado *P. nobilis* a 3,9 m en algún caso) y estando totalmente expuesta al oleaje, era poco probable encontrar individuos de esta especie.

Se ha observado que los individuos presentan una talla media de 28,04 cm de altura total y están en general, gran parte de la misma inserta en el sustrato. La talla máxima obtenida en un ejemplar ha sido de 40,15 cm. Es destacable la ausencia de individuos de gran tamaño, seguramente debido al efecto del hidrodinamismo y que se han encontrado individuos con afecciones de tipo antrópico, ni individuos muertos, a excepción de observaciones de restos de valvas.

La orientación de las valvas se da mayoritariamente hacia los 70° y 120°, pudiendo ser en una zona de poca profundidad como esta, un factor limitante en la supervivencia de cada ejemplar, ya que determina menos resistencia al hidrodinamismo producido por los temporales de levante.

Destaca la ausencia de individuos tanto de pequeño como de gran tamaño. El primer caso puede deberse a problemas en el reclutamiento larvario, causado probablemente por la degradación de zonas próximas que podían exportar larvas y por la dificultad de establecimiento de las larvas, ya que su fijación se puede ver limitada por el hidrodinamismo en esta zona tan somera. En segundo lugar, la ausencia de individuos de gran porte puede deberse a que no resistan la fuerza del hidrodinamismo y se acaban desprendiendo.

En el Cabo de San Antonio, las densidades encontradas han sido menores (3.75, 3.18 y 2.50 ind./100m<sup>2</sup>, en cada una de las zonas de muestreo) y aunque se detectan individuos de gran tamaño (69,83 cm de altura total), existen porcentajes elevados de individuos muertos y con fracturas en las valvas, algunos aún insertos en el sustrato y otros arrancados del mismo a causa, posiblemente, del efecto de anclas y cadenas, ya que se ha observado durante el verano, un gran número de embarcaciones fondeadas fuera de las zonas habilitadas para ello.

La talla media registrada para toda esta área de estudio es de 28,33 cm. En la distribución de tallas destaca la ausencia de individuos de gran tamaño, pudiéndose deber a los efectos del fondeo incontrolado, la contaminación de emisarios próximos en esta zona o incluso a la extracción por su valor ornamental. Se han detectado bastantes individuos de talla pequeña con lo que parece que el reclutamiento no se está viendo afectado negativamente por ningún factor ambiental.

En Serra Gelada, se presentan las mayores densidades, 9,55 ind./100m<sup>2</sup> en la zona de la Olla, así como los individuos de mayor tamaño, hasta 73,31 cm de altura total.

Los porcentajes más elevados de individuos muertos aparecen en la Mina y la Olla (41,66% y 33,33% de individuos muertos, respectivamente), que es donde mayor afluencia de embarcaciones con fondeo irregular se ha observado.

Por último, en la Mitjana, el total de los individuos presentaba buen estado de conservación. La distribución de tallas es amplia y se observan tanto individuos de pequeño como de gran tamaño. Es el área de estudio donde se han detectado los individuos de mayor tamaño, algunos de ellos muertos, por lo que es probable que se esté produciendo algún tipo de agresión antrópica, como el fondeo irregular o contaminación, que esté mermando la población adulta de esta especie.

El estudio llevado a cabo debería considerarse como preliminar a la hora de valorar el estado de conservación de las poblaciones de *Pinna nobilis*, ya que conocer la dinámica de la población y los factores concretos que causan su regresión en algunas zonas, requiere de seguimientos a largo plazo.

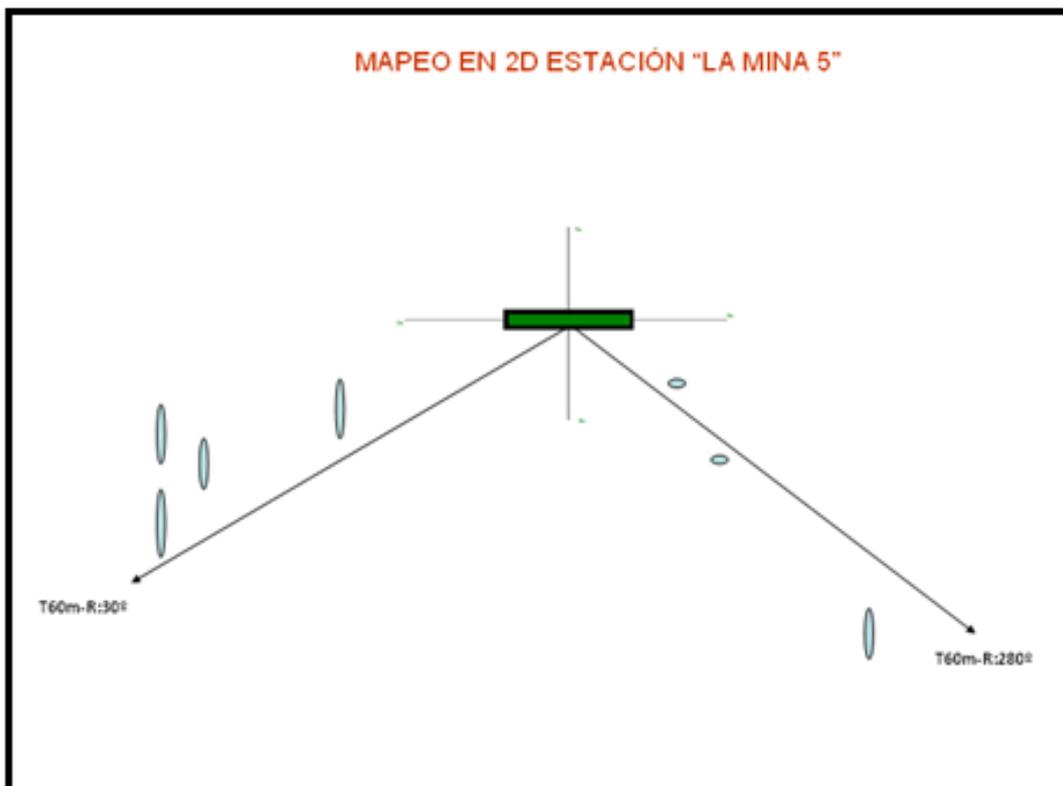
## **4.6 CONCLUSIONES**

Se han detectado zonas de elevada densidad de *Pinna nobilis* en todas las áreas de estudio, formando agregados en aquellas zonas protegidas del viento y oleaje donde la probabilidad de establecimiento de las larvas es mayor. Estas zonas son frecuentadas por embarcaciones de recreo, que aprovechan la protección que ofrecen para fondear, por lo que se hace necesario establecer alternativas al uso de anclas.

La información referida a la demografía de *Posidonia oceanica* y a la dinámica poblacional de *Pinna nobilis*, debe alcanzar series temporales de largo plazo para poder interpretar las posibles fluctuaciones y aplicar medidas de gestión en consecuencia. Se hace indispensable por tanto, establecer programas de seguimiento y campañas de

sensibilización para reducir el efecto de los factores antrópicos implicados en la degradación de las comunidades biológicas del medio marino.

## **4.7 ANEJO FOTOGRÁFICO**



*Mapeo bidimensional de la estación MINA 5*



*Ejemplar de P. nobilis dañado y extraído del sustrato*



*Ejemplar juvenil sustraído del sustrato*



*Ejemplar adulto con valvas rotas y aun fijado al sustrato*



*Transecto de medición de P. nobilis*



*Medición de ejemplar de P. nobilis*



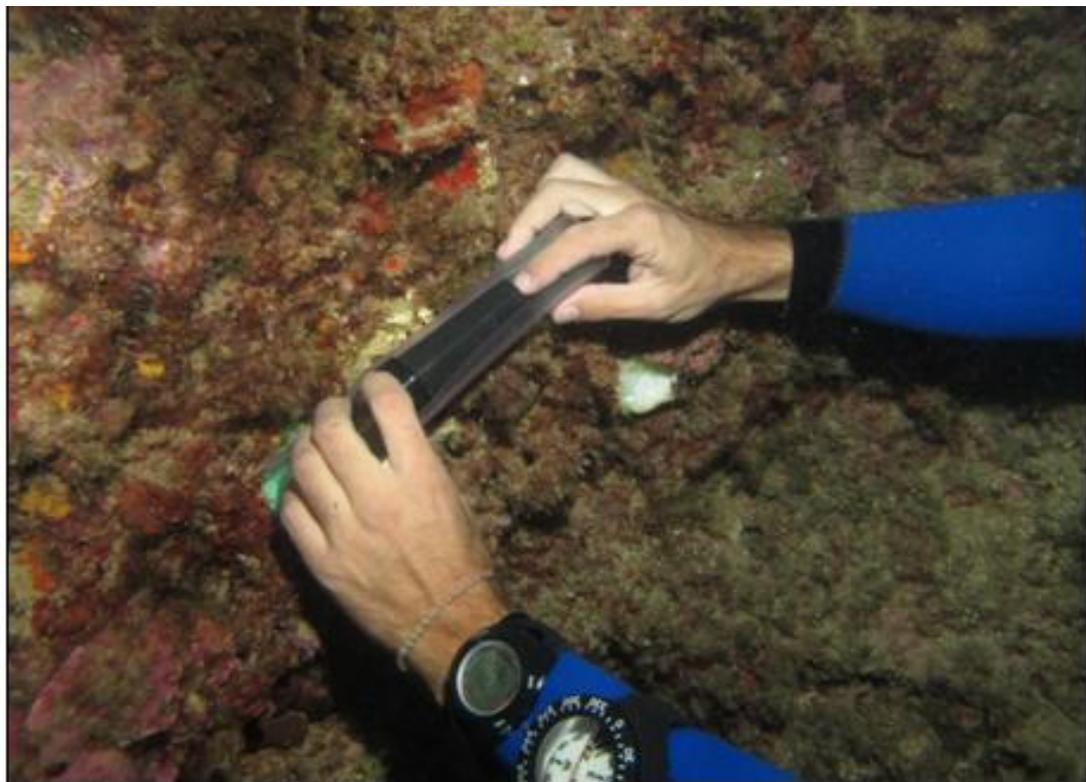
*Altas densidades de Pinna nobilis en cala la Mina*



*Ejemplar de gran tamaño dañado extraído para realizar pruebas en laboratorio*



*Estación de censo en círculos señalizada con piqueta y boya*



*Instalación de sensores de temperatura*



*Aparato respiratorio y filtrador de Pinna nobilis*



*Ejemplar juvenil desprendido en fondo arenoso-fangoso*



**5 INDICADORES DE ESTADO DE CONSERVACIÓN, ESTRUCTURA Y FUNCIÓN DEL HÁBITAT 1120\* Praderas de Posidonia (*Posidonia oceanica*) en la Cala del Pope.**



## ÍNDICE DEL CAPITULO

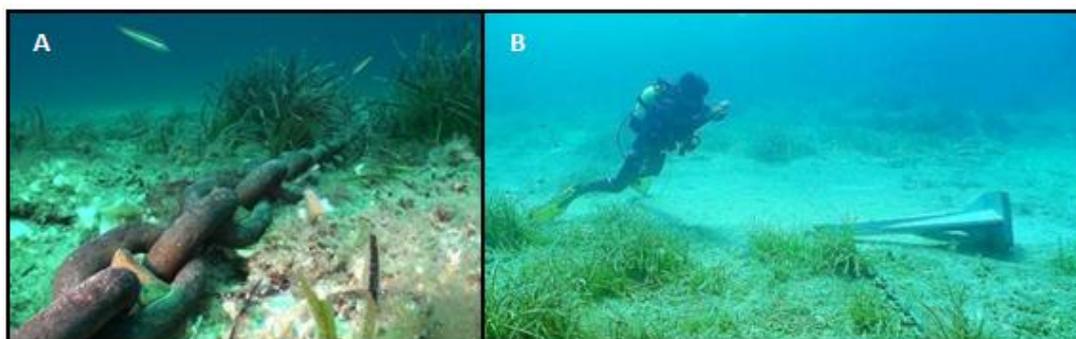
<b>5</b>	<b>INDICADORES DE ESTADO DE CONSERVACIÓN, ESTRUCTURA Y FUNCIÓN DEL HABÍTAT</b>	
<b>1120*</b>	<b>Praderas de Posidonia (<i>Posidonium oceanicae</i>) en la Cala del Pope.</b>	<b>159</b>
5.1	ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN.....	159
5.2	INTRODUCCIÓN .....	161
5.3	OBJETIVOS .....	162
5.4	MATERIAL Y MÉTODOS.....	163
5.4.1	ÁREA DE ESTUDIO.....	163
5.4.2	PRADERAS DE <i>Posidonia oceanica</i> : BIOLOGÍA Y CONSERVACIÓN .....	163
5.4.3	METODOLOGÍA: COBERTURA Y DENSIDAD DE <i>Posidonia oceanica</i> .....	165
5.4.3.1	Hipótesis de trabajo .....	165
5.4.3.2	Estaciones de muestreo y salidas al mar.....	166
5.4.3.3	Descriptores, medición y muestreo .....	167
5.4.3.4	Medición de la cobertura.....	168
5.4.3.5	Medición de la densidad de haces .....	168
5.4.3.6	Seguimiento de estaciones fijas.....	169
5.5	RESULTADOS.....	170
5.5.1	COBERTURA DEL SUSTRATO Y DENSIDAD DE HACES DE <i>Posidonia oceanica</i> .....	170
5.6	DISCUSIÓN.....	176
5.7	CONCLUSIONES.....	244
5.8	ANEJO FOTOGRAFICO.....	179

## 5 INDICADORES DE ESTADO DE CONSERVACIÓN, ESTRUCTURA Y FUNCIÓN DEL HABÍTAT 1120\* PRADERAS DE POSIDONIA (*POSIDONION OCEANICAE*) EN LA CALA DEL POPE.

### 5.1 ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN

Los espacios naturales protegidos de la Comunidad Valenciana contribuyen a la conservación de los hábitats estructurales y de las comunidades biológicas más importantes y representativas del Mediterráneo. Su protección permite la recuperación de la biodiversidad marina asociada a los ecosistemas marinos.

El uso público en el medio marino costero se ha incrementado notablemente en los últimos años, las actividades más comunes son las relacionadas con la náutica y la práctica del buceo recreativo. El desarrollo de estas actividades implica el uso de embarcaciones que se concentran en determinados lugares, caracterizados por ofrecer refugio del viento y oleaje y por poseer fondos marinos en buen estado de conservación que permiten la práctica del buceo recreativo y del esnórquel. Las embarcaciones requieren estar fondeadas en estos lugares para desarrollar su actividad, para lo que utilizan anclas y cadenas que crean efectos destructivos sobre fondos marinos (Fig.5.1).



**Fig. 5.1. Partes del sistema de fondeo habitual en fondos marinos con *P. oceanica*; cadena (A) y ancla (B).**

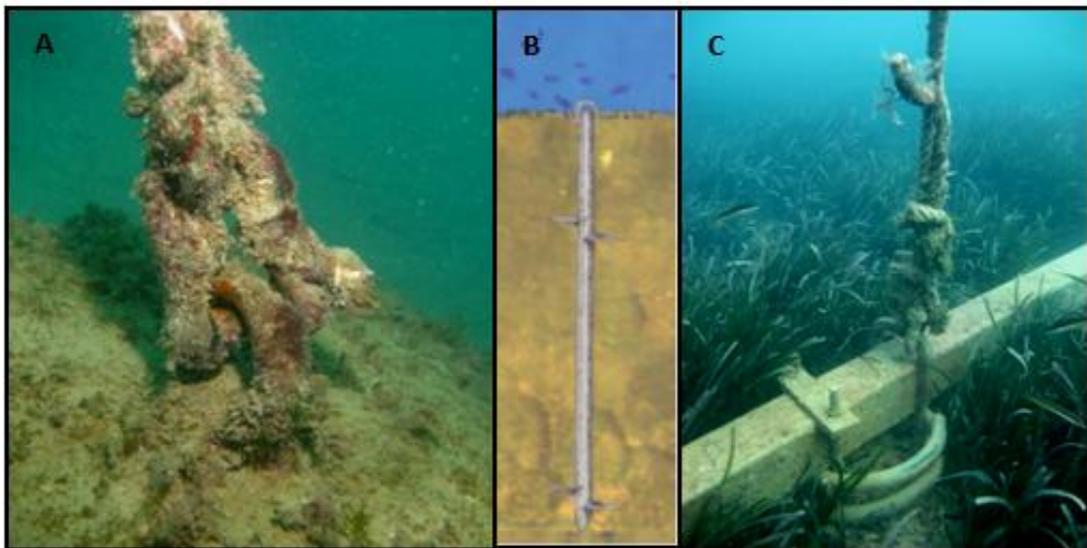
Por un lado, las anclas tienen un efecto de garreo cuando la embarcación, una vez fondeada, se somete a la acción de vientos y corrientes, que producen un desplazamiento del ancla sobre el fondo causando un efecto erosivo sobre las comunidades marinas. Por otra parte, los cambios de dirección del viento y corrientes, causan un efecto de borneo de la embarcación y las cadenas son arrastradas por el fondo, arando especies sensibles como las fanerógamas marinas *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813 (Montefalcone et al., 2008) y *Cymodocea nodosa* Ascherson.

Debido a la fuerte repercusión que tienen estas actividades en el desarrollo socioeconómico de ciertas regiones, el establecimiento y cumplimiento de normativas que determinen restricciones en las zonas de fondeo o sanciones administrativas es complejo. Sin embargo, en los últimos años el grado de concienciación de gobiernos y comunidades autónomas ha llevado a proteger los fondos marinos y conservar los valores naturales que estos albergan.

En muchas zonas frecuentadas por embarcaciones, se dispusieron sistemas de fondeo basado en lastres de hormigón con cadena que limitan los puntos de amarre a áreas concretas, no sufriendo estas la erosión por garreo de anclas, ya que no se emplean, pero sí el arado sufrido por el movimiento de las cadenas por el fondo.

Este sistema se ha comprobado que no es efectivo para la protección de los fondos marinos y además, los lastres pueden ser desplazados por el mal uso, debido al amarre de embarcaciones demasiado grandes, ampliando así la zona degradada.

Teniendo en cuenta los problemas generados por la falta de control y regulación de estos usos, se ha empezado a tomar medidas y los programas de instalación de sistemas de fondeo de bajo impacto son habituales en muchos países, que establecen zonas de amarre en los espacios naturales marinos protegidos. En la actualidad, la tendencia es el uso de trenes de fondeo de bajo impacto, que ofrecen varios sistemas según el tipo de sustrato al que se fijan, pudiendo ser roca , (Fig.5.2A) fondos blandos (Fig.5.2B) o incluso sobre praderas de *P. oceanica* (Fig.5.2C), siendo sus efectos negativos nulos sobre las comunidades marinas.



**Fig. 5.2. Tipos de sistema de anclaje en distintos sustratos. En roca (A), en fondos blandos (B) y en *P. oceanica* (C).**

Durante los años 2004 y 2006 la Consellería con competencias en Medio Ambiente puso a disposición de los usuarios del sector náutico, boyas de amarre en el Parque Natural de Serra Gelada y su entorno litoral y en la Reserva Natural Marina del Cabo de San Antonio, en la provincia de Alicante y en el año 2014 en la Reserva Natural Marina de Irta, mediante la instalación de trenes de fondeo de bajo impacto “fondeos ecológicos”. El objetivo principal fue regular el uso público en el medio marino, en concreto, el fondeo de embarcaciones de recreo y de empresas dedicadas al buceo deportivo, evitando así la degradación de las praderas de *P. oceanica* y comunidades biológicas sensibles.

En el año 2010 la Conselleria de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda de la Generalitat Valenciana encargó un estudio cuyo principal objetivo era la caracterización, seguimiento y monitorización de las praderas de *P. oceanica* en la Reserva Natural Marina del Cabo San Antonio (Parque Natural del Montgó) en las zonas adyacentes de los sistemas de fondeo instalados en la cala del Pope, con el fin de monitorizar la evolución y el estado de conservación de las praderas de posidonia donde se han instalado estos sistemas de amarre de embarcaciones, así como detectar posibles impactos, positivos o negativos, derivados de la instalación de dichos sistemas.

El estudio, se continuó hasta el año 2013 con diversas colaboraciones, entre las que hay que destacar la de LA CAIXA y a la asociación de custodia del medio marino POSEIDON. Constatándose que es necesario continuar y ampliar el alcance de los seguimientos de fauna y flora marina, con el objetivo de disponer de series temporales extensas que permitan detectar y entender los cambios que se producen en los hábitats protegidos y ecosistemas en general, llevando a cabo una gestión óptima y coherente.

## **5.2 INTRODUCCIÓN**

El Mediterráneo es considerado uno de los puntos calientes de biodiversidad del planeta, alberga el 6% de las especies marinas conocidas en el mundo, contando con un gran número de especies endémicas que solo habitan en sus aguas.

Las praderas de *Posidonia oceanica* albergan una gran biodiversidad y están catalogados como tipo de hábitat prioritario, según la Directiva Hábitats europea (92/43/CEE) de la Red Natura 2000. A nivel de especie, está protegida según el anexo 1 de la Convención de Berna. Es una especie catalogada como vulnerable por el Catálogo

Nacional de Especies Amenazadas y por el Anexo II del Convenio de Barcelona (IUCN Red List of Threatened Species, 2012). A nivel nacional, el tipo de hábitat 1120\* está protegido según Real Decreto 7/12/1995, BOE nº310.

El tipo de hábitat 1120 *Posidonium Oceanicae*: Praderas de *Posidonia oceanica* (\*), está constituido por praderas submarinas milenarias formadas por la angiosperma marina *P. oceanica*, endémica del mar Mediterráneo, que coloniza substrato duro o blando, con un crecimiento muy lento. En las costas españolas, en aguas transparentes y oligotróficas llegan a alcanzar los 45 m de profundidad. El hidrodinamismo es un factor importante que limita claramente su crecimiento en las costas abiertas. Las praderas de *P. oceanica* están fuertemente modeladas por las corrientes de fondo costeras. Respecto a la temperatura, el crecimiento de la planta se reduce y su mortalidad aumenta en los veranos muy cálidos. Se ha sugerido que la mayor floración de *P. oceanica* tras estos veranos cálidos podría ser una respuesta al estrés térmico (Díaz, E. & Marbà, N., 2009).

### **5.3 OBJETIVOS**

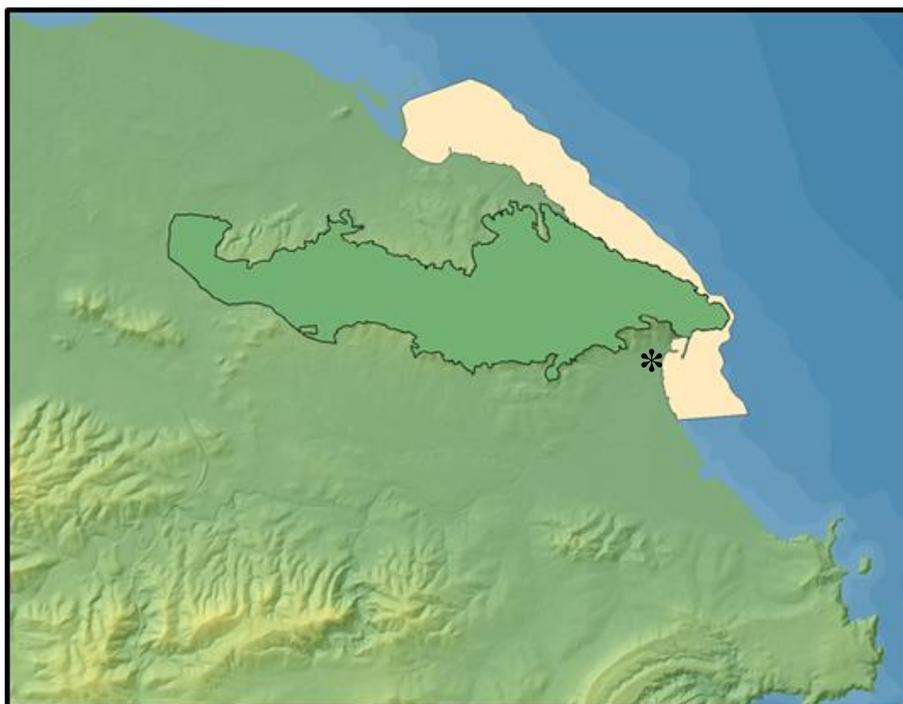
El objetivo de este trabajo es el seguimiento y estudio del hábitat prioritario 1120\* de la Red natura 2000, mediante el estudio de los descriptores básicos de las praderas de *Posidonia oceanica* en la Cala del Pope de la Reserva Natural Marina del Cabo de San Antonio, uno de los espacios naturales protegidos de la Comunidad Valenciana, mediante:

- El seguimiento periódico de las praderas de *P. oceanica* en las zonas adyacentes a los sistemas de fondeo, con el fin de poder detectar posibles cambios que se puedan producir a lo largo del tiempo y el estado actual de la salud de las praderas existentes en la zona.
- El establecimiento de un programa que permita monitorizar y evaluar en el tiempo su evolución y detectar posibles impactos derivados de la utilización e instalación de estos sistemas de fondeo.
- Evaluar los indicadores utilizados a la vista de los resultados obtenidos.

## 5.4 MATERIAL Y MÉTODOS

### 5.4.1 ÁREA DE ESTUDIO

Se ha realizado un seguimiento periódico de las praderas de *Posidonia oceanica*, en la zona de muestreo de la Cala del Pope en el Cabo de San Antonio, durante los años 2010 al 2013.



**Fig. 5.3. Zona de muestreo cala del Pope (\*) en la Reserva Natural Marina del Cabo de San Antonio (en blanco), el Parque Natural del Montgó (en verde).**

### 5.4.2 PRADERAS DE *Posidonia oceanica*: BIOLOGÍA Y CONSERVACIÓN

*Posidonia oceanica* es una fanerógama marina endémica del Mediterráneo. Las fanerógamas marinas son plantas vasculares y se diferencian de las algas por tener tejidos diferenciados en raíces, tallos, hojas, flores, frutos y semillas. Son semejantes a las plantas terrestres, pero viven sumergidas entre la superficie y aproximadamente hasta los 30-40 metros de profundidad. Depende de las condiciones de luminosidad en el agua, alcanza profundidades donde todavía existe luz suficiente que le permita desarrollar la fotosíntesis. Pertenece a un grupo de fanerógamas que se adaptaron a vivir en ambientes

acuáticos hace aproximadamente 140 millones de años. En la actualidad existen aproximadamente unas 60 especies distribuidas por zonas tropicales y templadas.

Por su gran abundancia, su extensión y el papel que juega en el ecosistema marino, las praderas de *P. oceanica* representan uno de los hábitats más importantes y productivos del mar Mediterráneo, popularmente en la Comunidad Valenciana estas formaciones de extensas praderas reciben el nombre popular de algueros ( Fig. 8).



**Fig. 5.4. Pradera de *Posidonia oceanica* en la Reserva Natural Marina de la Sierra de Irta.**

Son equivalentes a los bosques terrestres, siendo consideradas como hábitat de conservación prioritaria por la Directiva Hábitat de la Red Natura 2000 (92/46/CEE), se nombra como el tipo de hábitat 1120\* Praderas de Posidonia (*Posidonium oceanicae*).

Generan una elevada producción primaria, se desarrollan en grandes extensiones cubriendo grandes superficies en el fondo marino, y proporcionan una serie de servicios a la zona costera, lo cual, las hace imprescindibles para el funcionamiento del ecosistema marino mediterráneo y garantizar su conservación:

- Es el ecosistema más productivo del mar Mediterráneo.
- Oxigenan aguas litorales y actúan como importantes sumideros de carbono.

- Forman arrecifes-barrera que reducen la fuerza del oleaje, las corrientes, y protegen al litoral de la erosión.
- Proporcionan hábitat a más de 400 especies de flora y 1000 especies de fauna.

*P. oceanica* tiene un crecimiento lento y forma estructuras muy longevas, por lo que desarrollan una capacidad de respuesta y de regeneración muy lenta. En la actualidad está sometida a diferentes amenazas, provocadas en su mayoría por el desarrollo de ciertas actividades humanas como los vertidos de aguas residuales, infraestructuras costeras, fondeo de embarcaciones, dragados, etc., pudiendo causar graves daños en la estructura de las praderas y provocar la regresión de las mismas.

Una pradera de *P. oceanica* de 1 km de anchura puede acumular unos 125 kg (ms) de hojarasca por metro de costa y por año, la mayor parte desprendida en otoño. Esta hojarasca puede formar arribazones de hasta 4 m de altura los cuales, además de sostener una compleja red trófica, protegen la línea de costa de las tormentas erosivas otoñales y primaverales, aportan arena conchífera, a partir de los esqueletos de sílice y de carbonato de los epífitos muertos. Cuando las hojas son transportadas playa adentro pueden actuar como cebadores para la formación de dunas.

Las praderas de *P. oceanica* son ecosistemas clave en las costas del mar Mediterráneo y una de las comunidades estructurales más importantes de este mar. Tienen una elevada capacidad de fijación de CO<sub>2</sub>, y en consecuencia, una alta tasa de producción primaria ( $200 \pm 300 \text{ g(ms)/m}^2 \text{ año}$ ) y una alta producción secundaria in situ y en otras comunidades, sosteniendo complejas redes tróficas desde la playa hasta los fondos batiales.

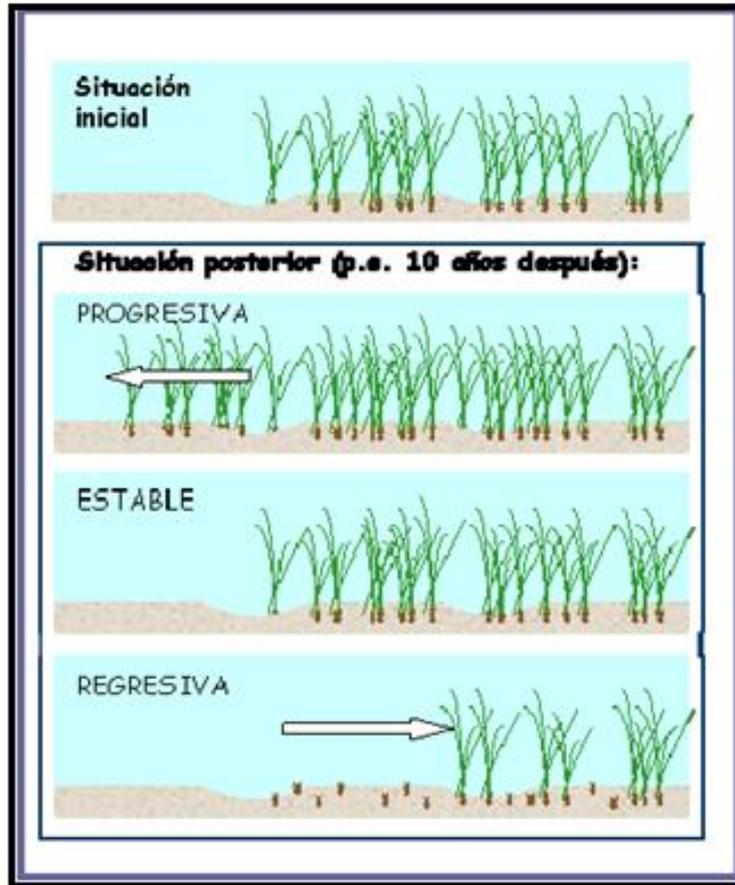
### **5.4.3 METODOLOGÍA: COBERTURA Y DENSIDAD DE *Posidonia oceanica***

#### **5.4.3.1 Hipótesis de trabajo**

De acuerdo con la metodología establecida, se centra únicamente en la evolución de la estructura de la pradera de *Posidonia oceanica*, determinado a partir del análisis de las variaciones de los descriptores que miden dicho estado (Fig.5.5). Lo cual se representa en los siguientes estados:

- a) Estable: no hay cambios significativos entre años, o hay pero se trata de fluctuaciones sin una clara tendencia temporal.

- b) Progresivo: hay cambios significativos entre años con una tendencia temporal que indica que la abundancia de la pradera aumenta.
- c) Regresivo: hay cambios significativos entre años con una tendencia temporal que indica que la abundancia de la pradera disminuye.

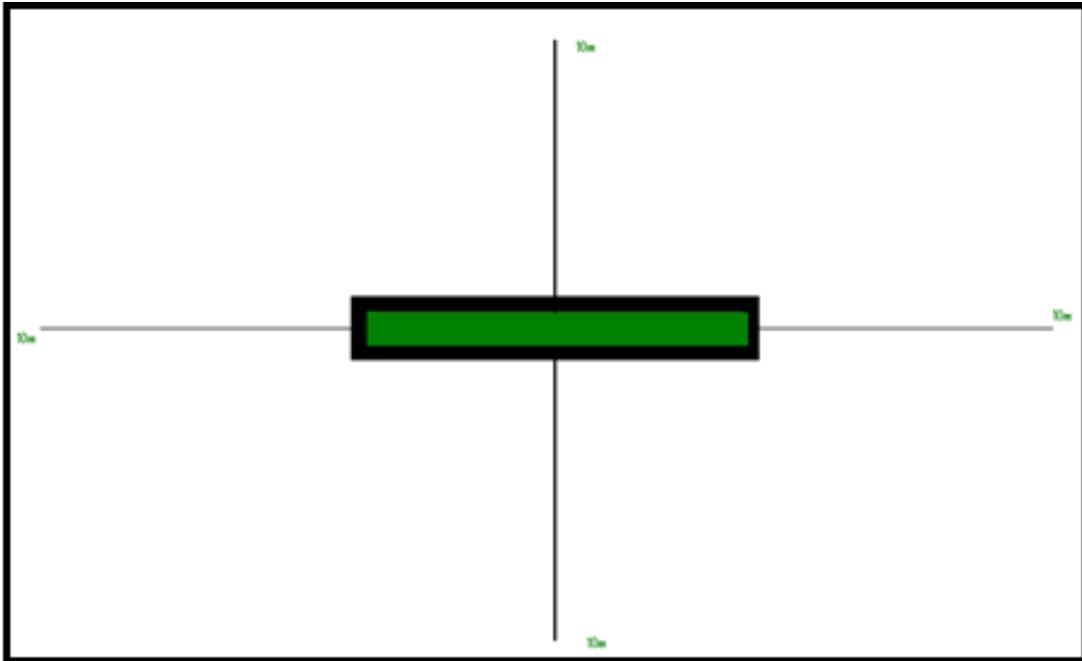


**Fig. 5.5. Esquema de la posible evolución del estado biológico de una pradera.**

#### **5.4.3.2 Estaciones de muestreo y salidas al mar**

Las estaciones de muestreo se sitúan a lo largo de las 12 estaciones de fondeo situadas en la zona de la Cala del Pope, en la zona adyacente al puerto deportivo de Jávea. Cada estación consta de 4 puntos adyacentes a la zona del anclaje para el fondeo desde el cual se lanza el transecto. La posición de cada punto de muestreo se indica con una traza perpendicular al eje del anclaje marcada con una piqueta señalada con un cabo y una boya que sobresale por encima de la pradera y su superficie foliar. Así alrededor de la base del anclaje se disponen de manera perpendicular los 4 transectos de 10m. (Fig.5.6), en cada uno de los cuales una pareja de buceadores realiza las correspondientes

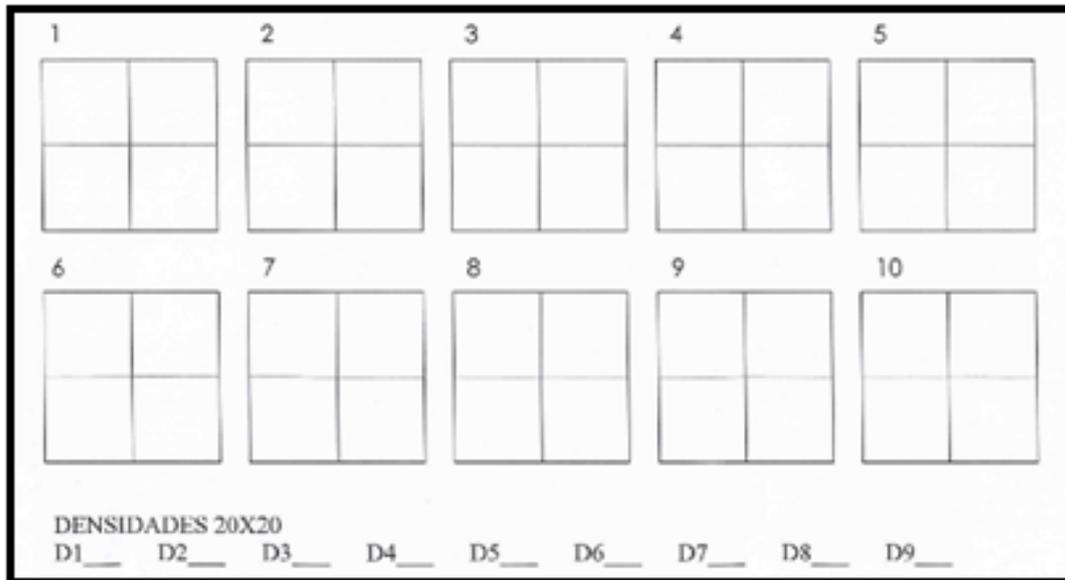
mediciones. A su vez, se han instalado parcelas fijas de seguimiento en cada uno de los puntos de muestreo, se han colocado un total de 12 cuadrados de 20 x 20 cm balizados con la ayuda de boyarines para facilitar su posterior localización y permanecen clavados sobre el fondo, estas sirven para realizar el seguimiento y evolución a lo largo del tiempo.



**Fig. 5.6. Disposición de transectos (10m) en la estación de muestreo.**

### **5.4.3.3 Descriptores, medición y muestreo**

Los muestreos consisten en la obtención de una serie de parámetros o descriptores de fácil medición que permiten hacer un diagnóstico general del estado ecológico de las praderas, son la densidad de plantas (haces) por metro cuadrado y porcentaje de cobertura vegetal que coloniza el fondo marino (Fig.5.7). El seguimiento del estado de conservación de *Posidonia oceanica* consiste en una serie de puntos o estaciones de muestreo distribuidas a lo largo del espacio natural protegido objeto de este estudio. Desde los puntos georreferenciados en cada zona (en todos los casos se ha empleado el Datum WGS 84), se trazan cuatro transectos con rumbos perpendiculares, que servirán de referencia a la hora de realizar las mediciones. En la zona de muestreo de la cala del Pope, el seguimiento de la pradera se inició en 2010 y consiste en una serie de estaciones de muestreo ubicadas en las boyas de amarre instaladas sobre praderas de *P. oceanica*. La información obtenida se empleará en el presente estudio, dando continuidad a las series de datos temporales a largo plazo.



**Fig. 5.7. Estadillo de muestreo para seguimiento de *Posidonia oceanica*.**

#### **5.4.3.4 Medición de la cobertura**

Se define cobertura como la cantidad de sustrato (en porcentaje) ocupada por las manchas de *Posidonia oceanica* viva. Los haces no cubren de forma homogénea el sustrato, sino que normalmente aparecen agrupados en manchas más o menos extensas.

La medición de la cobertura en cada uno de los puntos de muestreo se realiza mediante la utilización de una cinta métrica y el trazado de un transecto de 10 metros de longitud. Se extiende sobre el fondo, adyacente a la zona de ubicación del punto de referencia y asegurándonos que la superficie sobre la que se extienda sea representativa de la zona.

Un buceador recorre la cinta métrica colocando una cuadrícula de 40 x 40 cm (subdividida en 4 de 20 x 20 cm para facilitar la estimación) en cada metro del recorrido, anotando sobre una tablilla los porcentajes de cobertura. En cada estación se realizan 4 réplicas de 10 metros (correspondiente a los 4 transectos). Los datos obtenidos son la estimación de la ocupación del fondo por la mata de *P. oceanica*.

#### **5.4.3.5 Medición de la densidad de haces**

La densidad de haces es el número de haces por unidad de superficie medido dentro de manchas homogéneas de vegetación. Los haces representan el individuo o

unidad estructural de la pradera y consiste en agrupaciones de 3 a 7 hojas que aparecen en los extremos de los tallos verticales denominados rizomas.

Para el cálculo de densidades se procede al recuento de los haces de *Posidonia oceanica* que queden en el interior de un marco de PVC de 20 cm de lado. El marco lo coloca el muestreador de manera aleatoria sobre la superficie de la pradera en el transecto trazado por el mismo, en zonas de sustrato cubiertas por *P. oceanica*, teniendo cuidado de no colocarlo sobre superficies con mata muerta, arena u otro tipo de sustrato. De esta manera se evita subestimar las medidas de densidad quedando referidas únicamente a superficie de pradera viva. Se realizarán un total de 5 réplicas de densidad en cada transecto de muestreo. Para la medición de este descriptor hay que tener en cuenta las siguientes consideraciones:

- En praderas someras, la densidad de haces puede tener valores muy elevados, lo cual hace complicada y tediosa la medición. Hay que tener en cuenta el tiempo de inmersión.
- Los haces no cubren de forma homogénea el sustrato sino que se agrupan en forma de manchas de vegetación, por esta razón la medición se realiza en estas zonas de pradera viva con cuadrados de PVC de 20x20 cm (400 cm<sup>2</sup>).

#### **5.4.3.6 Seguimiento de estaciones fijas**

Para poder estudiar la evolución de las praderas en el tiempo, se han instalado un total de 12 estaciones fijas a lo largo de todas las zonas de muestreo ubicadas en la cala del Pope, para el seguimiento de los parámetros estructurales de la pradera. En cada uno de los puntos se han colocado cuadrados de 20 x 20 cm, balizados con un boyarín para facilitar su posterior localización. Estos cuadrados metálicos se han clavado al fondo mediante unas patas en forma de punta que ayudan a su instalación. En cada una de las estaciones fijas se ha realizado el muestreo de densidad y con ello poder estimar como evoluciona la densidad de haces en un punto fijo cada año y en cada punto de muestreo, esto nos permite estimar el reclutamiento neto de haces año tras año.

## 5.5 RESULTADOS

### 5.5.1 COBERTURA DEL SUSTRATO Y DENSIDAD DE HACES DE *Posidonia oceanica*

Se han obtenido los datos correspondientes a ambos descriptores en 7 zonas de muestreo distribuidas en los tres espacios naturales protegidos marinos del ámbito de este estudio. En la Sierra de Irta se ha dispuesto una única zona de muestreo debido a la presencia restringida de las praderas de *Posidonia oceanica*.

**Tabla 5.1. Datos medios de descriptoras de seguimiento de la pradera de *Posidonia* en la Cala del Pope en los años( 2010-2013).**

2010	Estación	Profundidad	% Cobertura	ET (Cobert)	Densidad 20x20	ET (Dens)	Den Est Fija	Densidad m <sup>2</sup>	D Est Fij m <sup>2</sup>	
	E9	9,2	53,95	8,33	31,55	2,29	27	788,75	675	
	E10	8,0	57,90	5,91	22,55	0,90	26	563,75	650	
	E11	7,6	70,87	7,49	26,45	1,52	36	661,25	900	
	E12	8,4	60,06	7,82	21,90	0,65	25	547,5	625	
	E13	10,5	46,03	10,79	22,00	1,13	27	550	675	
	E14	10,5	44,91	10,72	21,30	1,25	26	532,5	650	
	E15	11,8	28,71	6,65	15,45	0,55	14	386,25	350	
	E16	10,1	62,38	7,51	17,90	0,70	26	447,5	650	
	E17	10,5	50,53	5,43	21,65	0,33	20	541,25	500	
	E18	10,5	60,96	5,68	24,60	0,80	30	615	750	
	E19	12,0	53,05	4,61	20,00	0,84	19	500	475	
	E20	13,6	51,74	2,76	17,35	0,41	19	433,75	475	
	<b>MEDIAS</b>		10,2	53,86	6,98	21,89	0,95	24,58	547,29	614,58

2011	Estación	Profundidad	% Cobertura	ET (Cobert)	Densidad 20x20	ET (Dens)	Den Est Fija	Densidad m <sup>2</sup>	D Est Fij m <sup>2</sup>	
	E9	9,2	48,04	6,19	30,05	2,29	26	751,25	650	
	E10	8,0	55,93	5,76	21,80	0,88	25	545	625	
	E11	7,6	74,60	3,77	25,55	0,81	35	638,75	875	
	E12	8,4	63,41	7,36	21,10	0,54	25	527,5	625	
	E13	10,5	44,71	10,98	20,65	0,75	25	516,25	625	
	E14	10,5	45,29	9,61	19,90	1,03	26	497,5	650	
	E15	11,8	30,65	6,19	14,90	0,58	15	372,5	375	
	E16	10,1	66,05	1,58	19,15	0,33	23	478,75	575	
	E17	10,5	47,36	7,36	21,00	0,54	23	525	575	
	E18	10,5	55,76	4,54	23,60	0,61	30	590	750	
	E19	12,0	59,10	4,29	19,55	0,77	20	488,75	500	
	E20	13,6	51,59	2,22	17,25	0,46	20	431,25	500	
	<b>MEDIAS</b>		10,2	53,54	5,82	21,21	0,80	24,42	530,21	610,42

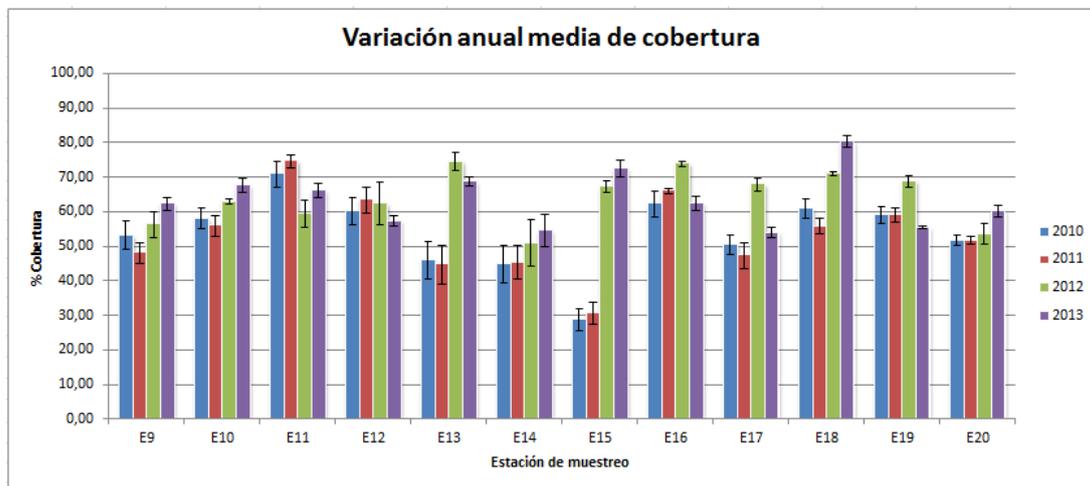
2012	Estación	Profundidad	% Cobertura	ET (Cobert)	Densidad 20x20	ET (Dens)	Den Est Fija	Densidad m <sup>2</sup>	D Est Fij m <sup>2</sup>	
	E9	9,2	56,31	7,42	31,45	1,51		786,25		
	E10	8,0	62,96	1,70	25,15	1,06	20	628,75	500	
	E11	7,6	59,53	7,88	22,68	0,44		567		
	E12	8,4	62,36	12,36	22,95	0,63		573,75		
	E13	10,5	74,53	5,07	29,15	0,72	28	728,75	700	
	E14	10,5	50,86	13,37	27,25	1,16	14	681,25	350	
	E15	11,8	67,37	3,43	22,05	1,16	28	551,25	700	
	E16	10,1	73,90	1,67	26,45	1,40	35	661,25	875	
	E17	10,5	67,91	3,86	28,05	0,92	27	701,25	675	
	E18	10,5	70,98	0,85	23,60	0,61	25	590	625	
	E19	12,0	68,61	3,27	28,95	1,47	23	723,75	575	
	E20	13,6	53,50	5,86	26,00	1,04	18	650	450	
	<b>MEDIAS</b>		10,2	64,89	5,56	26,14	1,01	24,22	653,60	605,56

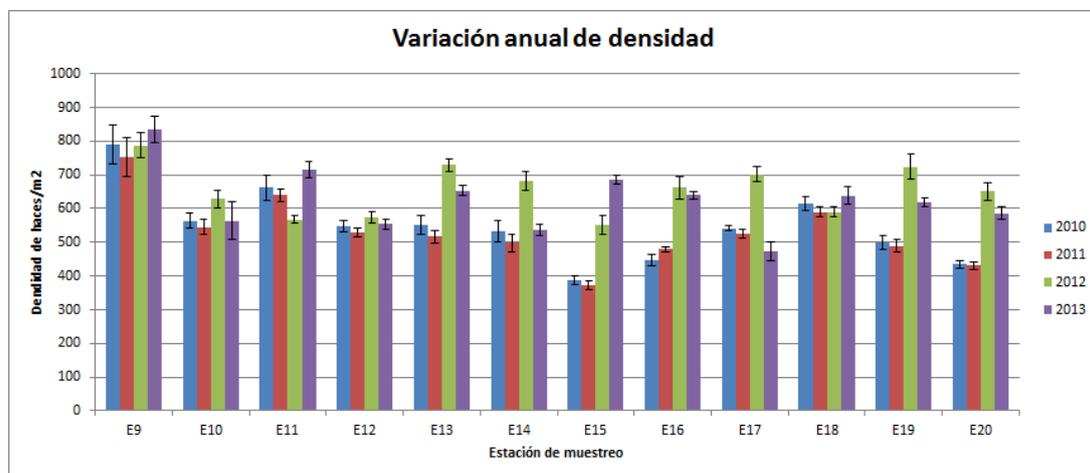
2013	Estación	Profundidad	Cobertura	SE (Cobert)	Densidad	SE(Dens)	Dens Fija	D m <sup>2</sup>	D fija m <sup>2</sup>	
	E9	9,2	62,28	3,53	33,38	1,57		834,375		
	E10	8,0	67,63	4,23	22,55	2,23	24	563,75	600	
	E11	7,6	68,03	4,26	28,60	0,90	40	715	1000	
	E12	8,4	57,35	2,97	22,13	0,62	18	553,125	450	
	E13	10,5	68,69	2,71	26,12	0,64	25	652,9411765	625	
	E14	10,5	54,41	9,34	21,40	0,66		535		
	E15	11,8	72,47	4,68	27,40	0,59		685		
	E16	10,1	62,44	4,37	25,55	0,47	23	638,75	575	
	E17	10,5	53,97	2,96	18,88	1,11		471,875		
	E18	10,5	80,26	3,49	25,50	1,07		637,5		
	E19	12,0	55,44	0,73	24,70	0,57	27	617,5	675	
	E20	13,6	60,22	3,37	23,40	0,76		585		
	<b>MEDIAS</b>		10,2	63,43	3,89	24,97	0,93	26,17	624,15	654,17

En la Reserva Natural Marina del Cabo de San Antonio, se ha continuado con el seguimiento completo de la pradera de la Cala del Pope y se han determinado dos nuevas zonas de muestreo. En el Parque Natural de la Serra Gelada y su entorno litoral, se han ubicado 3 nuevas zonas de muestreo. Las nuevas zonas de muestreo establecidas, se han distribuido latitudinalmente a lo largo de cada espacio con el fin de obtener la mayor representatividad. En este estudio solo se recogen el seguimiento de *P. oceanica* en la Cala del Pope.

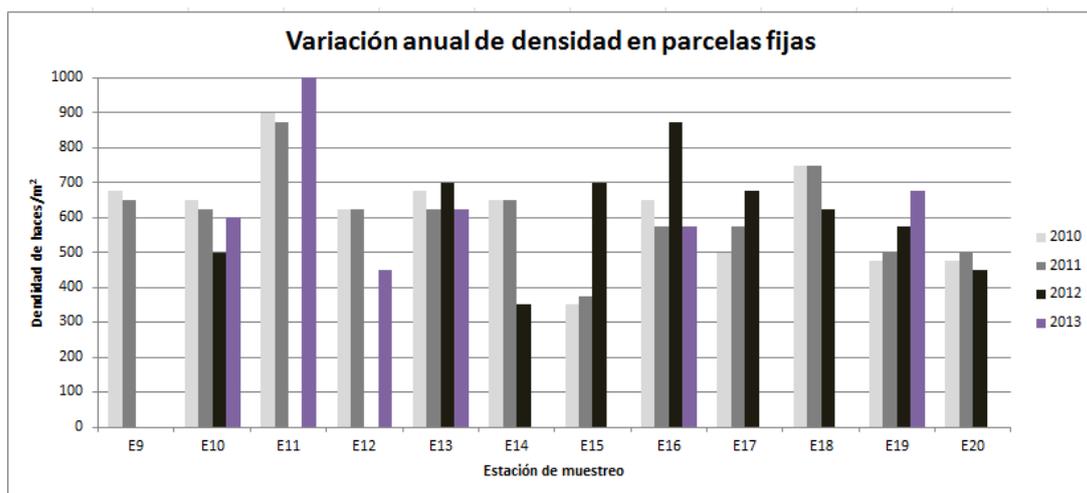
Las estaciones de muestreo situadas a lo largo de las 12 estaciones de fondeo instaladas sobre pradera de *P. oceanica* en zona de la Cala del Pope, en la Reserva Natural Marina del Cabo de San Antonio. En la Tabla 5.1 se ofrecen los datos medios y a continuación (Fig.5.8, 9 y 10) se muestran las representaciones gráficas de los descriptores obtenidos de cobertura de sustrato y densidad de haces (medida aleatoriamente y en estaciones fijas) desde el inicio del seguimiento por estación:



**Fig. 5.8. Variación anual de cobertura por estación de fondeo (2010-2013).**



**Fig. 5.9. Variación anual de densidad por estación de fondeo (2010-2013).**

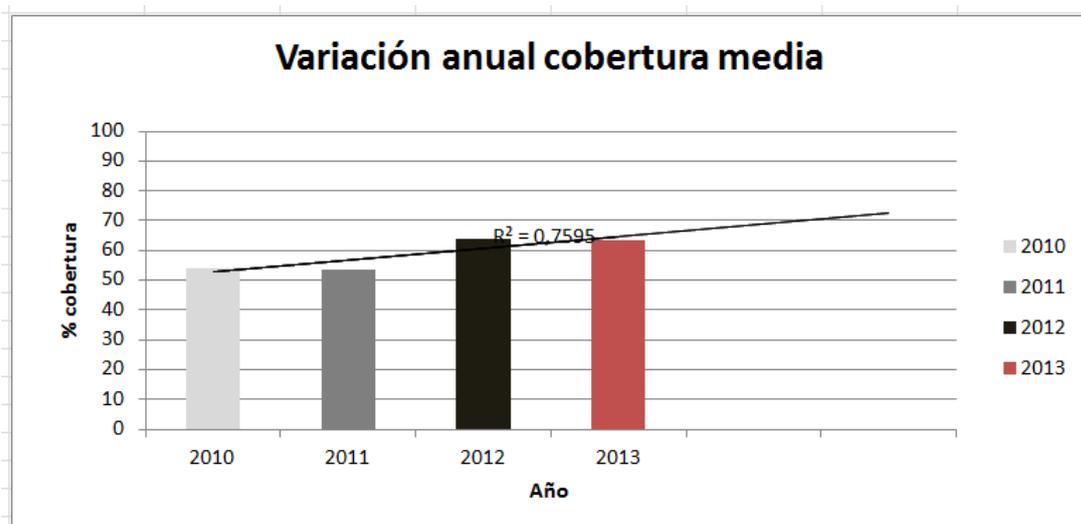


**Fig. 5.10. Variación anual media de densidad en las parcelas fijas de las estaciones de fondeo (2010-2013).**

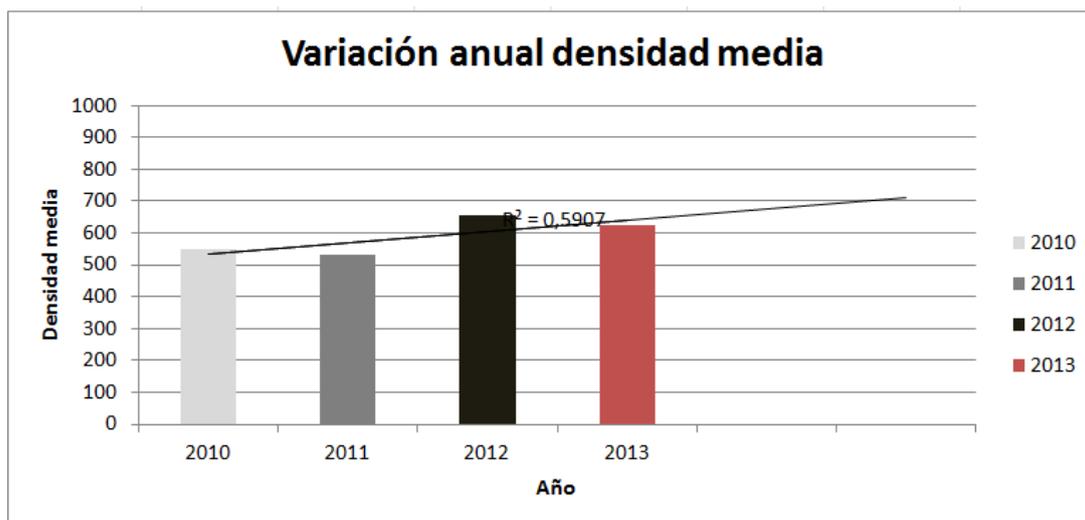
En la Tabla 5.2 se ofrecen los datos medios totales y a continuación (Fig.5.11, 12 y 13) se muestran las representaciones gráficas de los descriptores obtenidos de cobertura de sustrato y densidad de haces medias en toda la Cala del Pope:

**Tabla 5.2. Datos medios de descriptores años (2010-2013) analizados.**

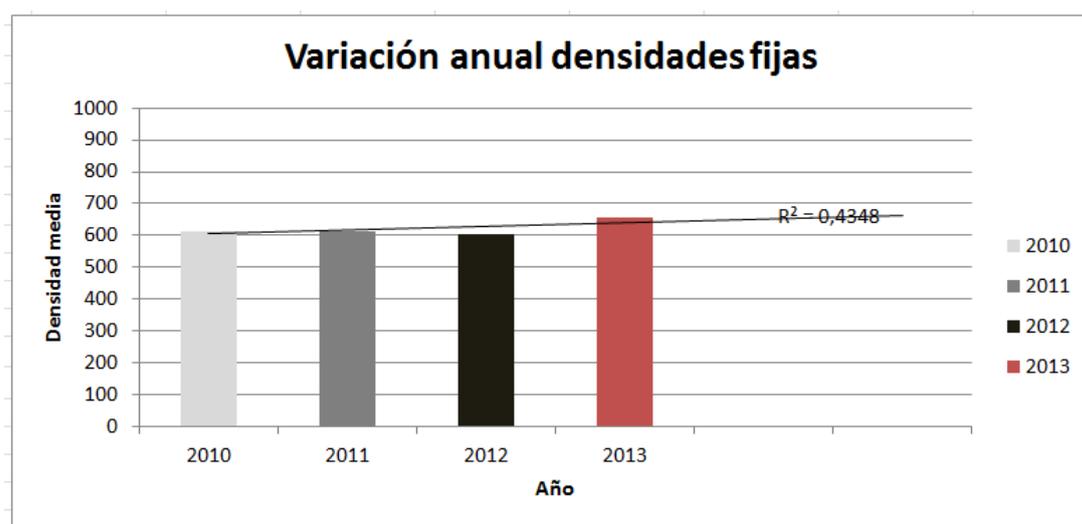
año	% Cobertura Media	Densidad haces Media	Densidad M. Estaciones Fijas
2010	53,86	547,29	614,58
2011	53,54	530,21	610,42
2012	64,09	653,60	605,56
2013	63,43	624,15	654,17



**Fig. 5.11. Variación anual media de cobertura en la Cala del Pope (2010-2013).**



**Fig. 5.12 Variación anual media de densidad en la Cala del Pope (2010-2013).**



**Fig. 5.13. Variación anual media de densidad en las parcelas fijas de la Cala del Pope (2010-2013).**

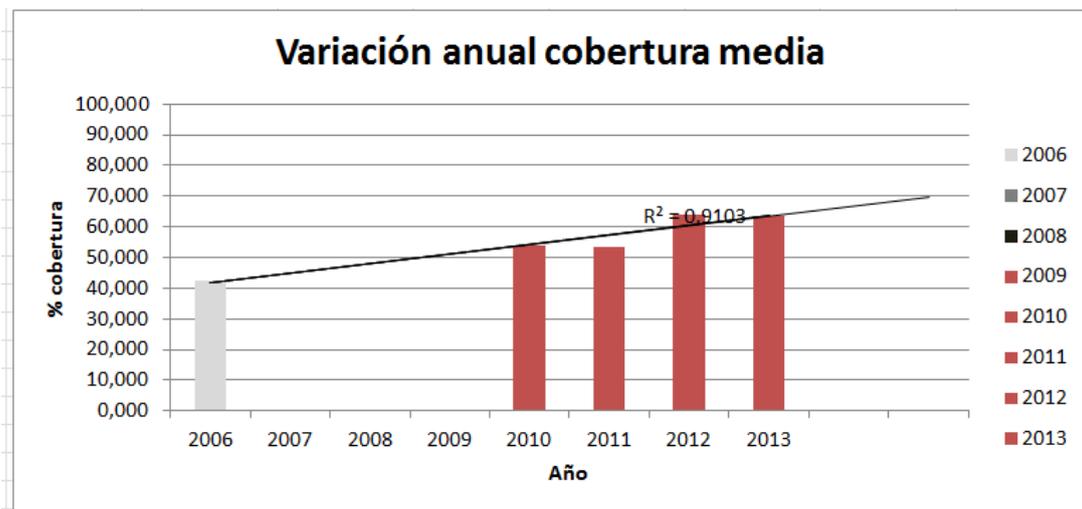
En la Tabla 5.3 se ofrecen los datos medios totales correspondientes al muestreo realizado con anterioridad a la instalación de los fondeos y en la Tabla 5.4 se ofrecen los datos medios de todos los años analizados, en las figuras (5.14), (5.15) y (5.16) se muestran las representaciones gráficas de los descriptores obtenidos de cobertura de sustrato y densidad de haces medias, en la Cala del Pope los años 2002 al 2013:

**Tabla 5.3. Datos medios de descriptores del muestreo realizado con anterioridad a la instalación de los fondeos.**

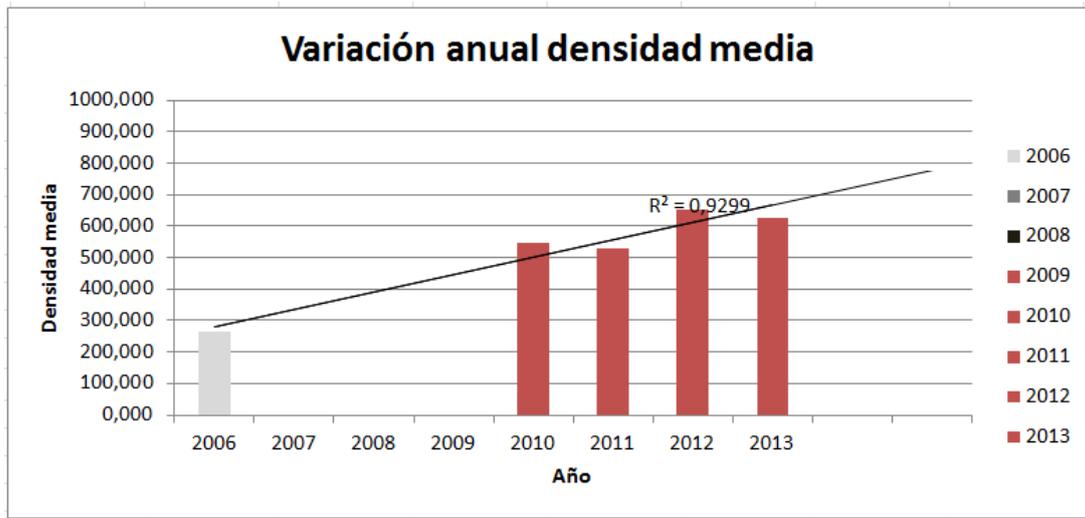
2006	Estación	Profundidad	% Cobertura	Densidad m <sup>2</sup>
	E9	9,2	88,33	379,17
	E10	8,0	43,33	327,06
	E11	7,6	66,67	439,58
	E12	8,4	53,33	337,50
	E13	10,5	46,67	325,00
	E14	10,5	85,00	295,83
	E15	11,8	3,33	50,00
	E16	10,1	11,97	372,95
	E17	10,5	88,33	277,08
	E18	10,5	85,00	287,50
	E19	12,0	21,67	168,75
	E20	60,2	96,67	258,33
	<b>MEDIAS</b>	<b>14,1</b>	<b>42,41</b>	<b>263,99</b>

**Tabla 5.4. Datos medios de descriptores de los años analizados (2006-2013).**

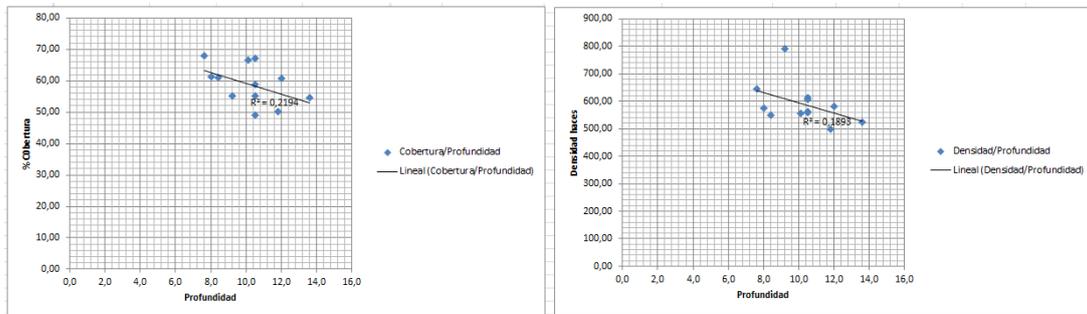
año	% Cobertura Media	Densidad haces Media
2006	42,41	263,99
2007		
2008		
2009		
2010	53,86	547,29
2011	53,54	530,21
2012	64,09	653,60
2013	63,43	624,15



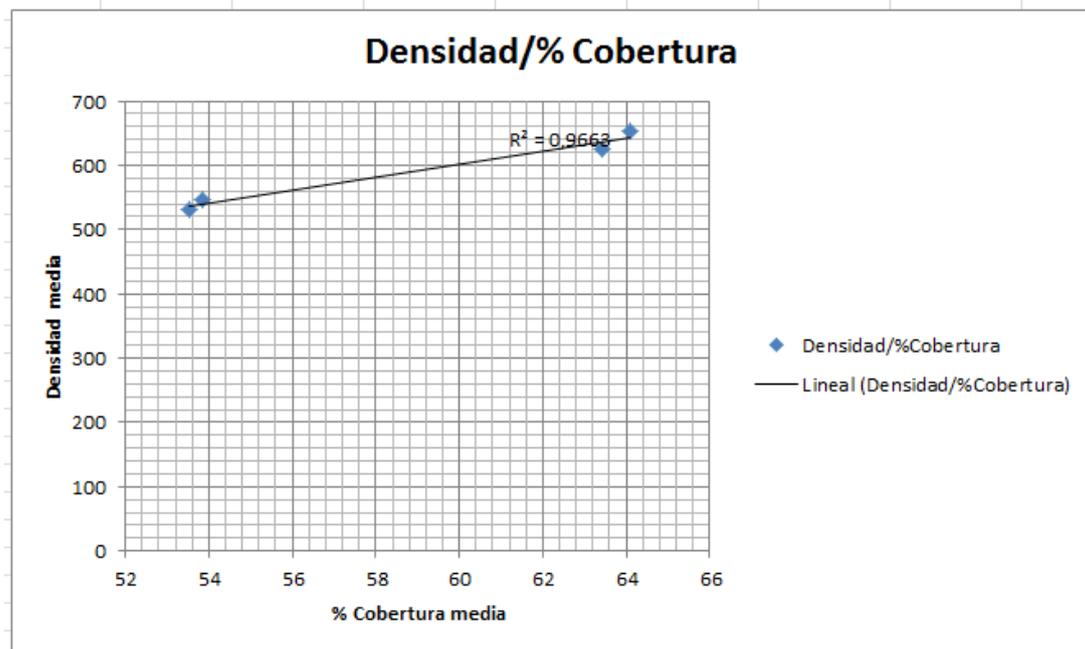
**Fig. 5.14. Variación anual media de cobertura en la Cala del Pope (2006-2013).**



**Fig. 5.15. Variación anual media de densidad en la Cala del Pope (2006-2013).**



**Fig. 5.16. Relación descriptores/profundidad.**



**Fig. 5.17. Relación densidad media de haces/cobertura media de sustrato.**

## 5.6 DISCUSIÓN

Las praderas de *Posidonia oceanica* constituyen un hábitat que el Consejo Europeo ha calificado de conservación prioritaria. Se han estudiado dos parámetros de medición anual obligatoria según normativa europea, la cobertura del sustrato por los rizomas y la densidad de haces. Según la clasificación global establecida por Pergent et al. (1995), basada en la densidad de haces de *P. oceanica* según la profundidad a la que se miden, los valores obtenidos en todas las zonas de muestreo determinan un estado favorable de conservación, asignando la categoría “alta” a la densidad registrada. Los datos obtenidos de cobertura de rizomas denotan la existencia de praderas homogéneas y han permitido detectar la presencia de parches de distinta extensión y algunas zonas con mata muerta.

Durante el presente estudio se han detectado otras zonas con praderas de *P. oceanica* que no gozan de buen estado de conservación, elevada fragmentación, grandes áreas de mata muerta y baja densidad de haces, en las que la vulnerabilidad a la colonización por algas invasoras como *Caulerpa racemosa* puede ser alta. Se han observado perturbaciones antrópicas en las praderas, derivadas del uso de lastres de hormigón utilizados para el balizamiento de zonas de baño, que al ser retirados en algunos casos, han dejado parches en su mayoría colonizados por *C. racemosa*, que puede interactuar con el crecimiento de *P. oceanica*, debido al carácter invasivo de colonización de sustrato que desarrolla *C. racemosa*. Además, se ha observado durante los meses de verano la elevada afluencia de embarcaciones a la zona de muestreo, que aunque están dotadas de sistemas de amarre para embarcaciones, son insuficientes y se produce el fondeo mediante el uso de anclas y cadenas por parte de éstas. Los efectos derivados de estas prácticas degradan la pradera arrancando los rizomas y dejando cicatrices en la pradera. Éstas, se ha demostrado que tardan largos periodos de tiempo en ser recolonizadas, sobretodo en el caso de plantas de lento crecimiento como *P. oceanica*.

El seguimiento periódico de *P. oceanica* en la Cala del Pope se han realizado registro de datos de cuatro años, del 2010 al 2013, existiendo un registro el año 2006 anterior a la colocación de los fondeos “ecológicos”. Los seguimientos realizados sobre praderas de posidonia requieren de series temporales de muchos años para poder analizar los ciclos naturales ya que puede haber cambios importantes en las praderas debido a las

variaciones interanuales según las condiciones climáticas y ambientales registradas cada año en la zona (temperatura, lluvias, etc.).

En el caso que nos ocupa, la cala del Pope, durante los cuatro años de muestreo, del 2010 al 2013, se observan ligeros incrementos en la densidad de haces y cobertura de sustrato y que existe una clara correlación lineal positiva ( $R^2 = 0,5907$  y  $R^2 = 0,7595$  respectivamente) y la serie temporal. Esta mejora de las praderas de posidonia, puede considerarse como tendencia por lo que en años posteriores a los estudiados la mejora progresiva de la pradera debe haberse mantenido. En el caso de la densidad de haces medida en estaciones fijas, al analizarlo de forma general, parece observarse un levísimo aumento, la tendencia es por tanto similar al resto de los muestreos ( $R^2 = 0,4348$  para los datos de densidad) si bien algo menor, lo que podría explicarse por la pérdida de estaciones fijas a lo largo del tiempo y la creación de una nueva (el año 2013 en la estación de muestreo nº 11) en un lugar próximo pero no necesariamente coincidente con la estación fija perdida, lo que ha podido alterar levemente los resultados.

En cualquier caso, entendemos que la mejora progresiva del estado de la pradera de posidonia será cada vez menor hasta estabilizarse.

Al añadir al estudio el muestreo realizado en el 2006, vemos en los gráficos correspondientes, que existe una clara correlación lineal positiva de los descriptores ( $R^2 = 0,9105$  cobertura y  $R^2 = 0,9299$  densidad) y la serie temporal y en la tabla de datos podemos observar que se ha producido una clara mejora de los indicadores de salud de la pradera, aumentando a más del doble en la densidad de haces y una con cinco veces el porcentaje de cobertura de sustrato.

En el gráfico correspondiente a la relación densidad media de haces/cobertura media de sustrato (Fig. 5.17), se muestra que existe una más que clara correlación lineal de los descriptores ( $R^2 = 0,9668$ ). Por otra parte la metodología llevada a cabo para medir la cobertura, a pesar de ser la estandarizada en todas las redes de seguimiento del Mediterráneo español, ofrece sesgos al tratarse de estimaciones visuales del recubrimiento del sustrato, por lo que no parece absurdo pensar que sería suficiente la toma de muestras de la densidad de haces por metro cuadrado, como único indicador/descriptor estructural, para realizar el seguimiento de praderas de *P. oceanica*.

Si bien, se considera importante añadir nuevos indicadores para complementar los datos y tener un conocimiento más completo, entre ellos: temperatura del agua con sensores de precisión, seguimiento de especies indicadoras como *Pinna nobilis* y presencia o ausencia de especies invasoras como *C. racemosa* y realizando estos

seguimientos en largas series temporales se podría afinar más en la determinación del estado de conservación y la evolución de la pradera en la zona de estudio.

Por ultimo en los gráficos de los descriptores/profundidad (Fig. 5.16), se puede observar una pequeña correlación lineal de los descriptores ( $R^2 = 0,2194$  cobertura y  $R^2 = 0,1893$  densidad) y la profundidad, lo que nos indica que si bien es un factor que influye en la variabilidad de los descriptores, no es el único y habría que considerar otros como turbidez, corrientes, nutrientes, competencia con otros organismos, etc.

## 5.7 CONCLUSIONES

En la Reserva Natural Marina del Cabo de San Antonio, según los datos obtenidos durante este estudio, las praderas de *Posidonia oceanica* presentan en general un buen estado de conservación, habiéndose constatado que desde la instalación de los trenes de fondeo de bajo impacto “fondeos ecológicos”, en la cala del Pope se ha producido una clara mejora de los indicadores del estado de conservación de la pradera, con una buena progresión de la pradera, aumentando a más del doble en la densidad de haces y una con cinco veces el porcentaje de cobertura de sustrato, existiendo una clara correlación lineal positiva de los indicadores ( $R^2 = 0,9105$  cobertura y  $R^2 = 0,9299$  densidad) y la serie temporal.

Que al haberse suprimido el anclaje libre de las embarcaciones en la zona, se ha producido una mejora progresiva del estado de la pradera de posidonia, esta mejora será cada vez menor hasta estabilizarse, presentando entonces la pradera un estructura cercana al óptimo.

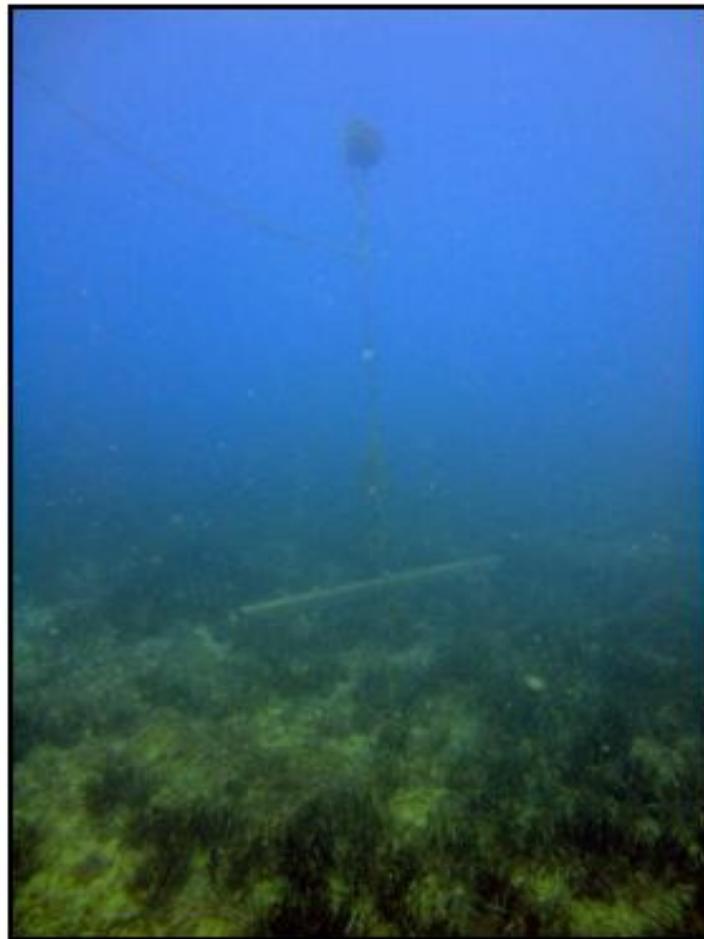
A lo largo del estudio, también se han detectado agresiones de origen antrópico debidas al fondeo de embarcaciones y a vertidos incontrolados que incrementan la turbidez del agua en algunas zonas.

Por lo que además de la colocación y mantenimiento de los fondeos ecológicos, resulta necesaria la vigilancia, para evitar posibles impactos negativos sobre las praderas de *P. oceanica*.

## **5.8 ANEJO FOTOGRAFICO**



*Pradera en la estación nº 20 (profundidad 12m)*



*Estructura del sistema de fondeo*



*Disposición en la pradera del sistema de fondeo*



*Estación fija señalada con boyarín*



*Sistema de fondeo y estación fija señalizada con boyarín*



*Anclaje Harmony*



*Medición de densidad en estación fija*



*Estación fija (11m)*



*Medición de densidad Estación 10*



*Medición de cobertura Estación 14*





## 6 DEFINICIÓN METODOLÓGICA DE LA CARACTERIZACIÓN DE LAS PRADERAS DE *Posidonia oceanica* A PARTIR DE IMÁGENES DE SATÉLITE



## ÍNDICE DEL CAPITULO

<b>6</b>	<b>DEFINICIÓN METODOLÓGICA DE LA CARACTERIZACIÓN DE LAS PRADERAS DE <i>Posidonia oceanica</i> A PARTIR DE IMÁGENES DE SATÉLITE</b>	<b>189</b>
6.1	INTRODUCCION	189
6.2	OBJETO	190
6.3	MATERIAL Y METODOS	192
6.3.1	ÁMBITO DEL ESTUDIO	192
6.3.2	IMÁGENES MULTIESPECTRALES	193
6.3.3	CORRECCIÓN RADIOMÉTRICA	195
6.3.4	CONVERSIÓN DE RADIANCIA RELATIVA (q) EN RADIANCIA ABSOLUTA (L)	195
6.3.4.1	Procedimiento en ENVI: Empleando BANDMATH	197
6.3.5	CONVERTIR RADIANCIA ABSOLUTA (L) EN REFLECTIVIDAD APARENTE ( $\rho$ TOA)	198
6.3.5.1	Imagen worldview 2	198
6.3.5.2	Imagen landsat 8	201
6.3.6	CORRECCIÓN ATMOSFÉRICA	201
6.3.6.1	Procedimiento en ENVI método chavez	201
6.3.6.2	Procedimiento en ENVI FLAASH	202
6.3.7	CORRECCIÓN DEL DESTELLO SOLAR (SUN GLINT)	206
6.3.8	CORRECCION POR LA ATENUACION DE LA COLUMNA DE AGUA	208
6.3.8.1	Fundamentos Físicos	208
6.3.8.2	Linearización de la relación entre profundidad y radiancia	209
6.3.8.3	Calculo del ratio del coeficiente de atenuación	209
6.3.8.4	Cálculo de índice independiente de la profundidad	212
6.3.9	CLASIFICACIÓN DE LA IMAGEN	213
6.3.9.1	Procedimiento en ENVI CLASIFICACION SUPERVISADA	215
6.4	Generación de la máscara de tierra	218
6.4.1.1	FILTROS MORFOLÓGICOS EN ENVI	218
6.5	RESULTADOS	219
6.6	DISCUSIÓN	220
6.7	CONCLUSIONES	221
6.8	ANEJO. IMAGENES Y RESULTADOS	223
6.9	ANEJO. SCRIPT CORRECCIÓN DESTELLO SOLAR	229

# **6 DEFINICIÓN METODOLÓGICA DE LA CARACTERIZACIÓN DE LAS PRADERAS DE *POSIDONIA OCEANICA* A PARTIR DE IMÁGENES DE SATÉLITE**

## **6.1 INTRODUCCION**

La Generalidad Valenciana, mediante trabajos de prospección de Sonar de Barrido Lateral, ecosonda y video, realizó las bionomías del fondo marino de sus espacios marinos protegidos y en consecuencia el cartografiado y catalogación del hábitat 1120\* praderas de Posidonia que se localiza en ellos.

En los trabajos antes mencionados se constató que con profundidades de menos de tres metros y en zonas próximas a la costa, el Sonar de Barrido Lateral resulta inoperativo, en consecuencia se hizo necesario un medio alternativo que nos permita la cartografía de la bionomía marina de estas zonas.

Para el cartografiado de las zonas costeras más someras se probaron varios sensores ópticos, de este modo se realizaron clasificaciones de tipos de fondo a partir de imágenes procedentes de ortofotos del ICV, imágenes Quickbird e imágenes Landsat ETM+, encontrándose que para las caracterizaciones en aguas someras, las imágenes Quickbird se han mostrado estables y fiables para detectar el límite superior de las praderas.

Son numerosas las experiencias internacionales en el empleo de imágenes de satélite para la elaboración de cartografía bentónica. En diferentes estudios se han empleado imágenes WorldView 2, QuickBird, EOS-ASTER y sensores CASI.

Pero su uso parece estar limitado a zonas costeras muy someras, ya que la respuesta espectral recibida depende en gran medida de la turbidez del agua, de la profundidad y del estado del mar en el momento de la toma, ya que el oleaje distorsiona la señal.

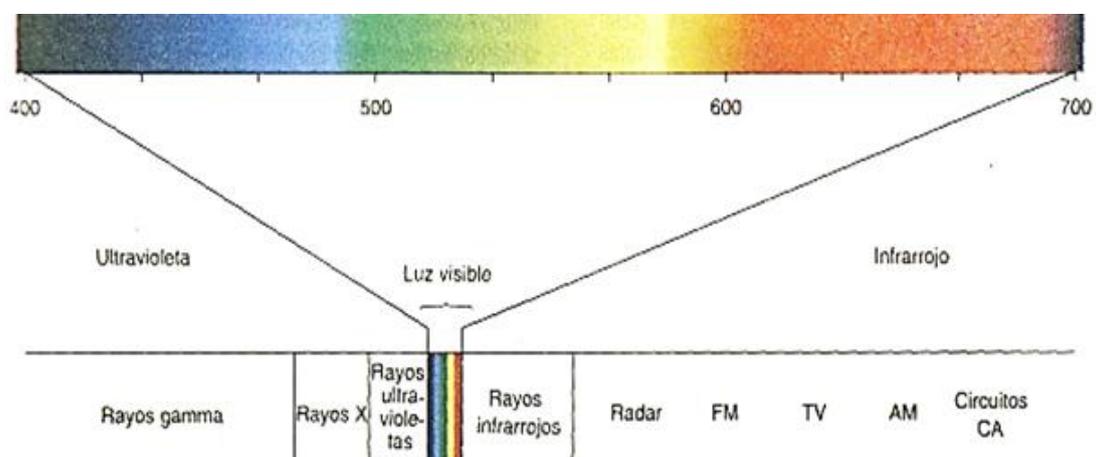
Parece lógico pensar que si logramos superar los problemas del punto anterior, llegando a analizar profundidades superiores a los 20 metros, el empleo de imágenes de

satélite podría considerarse como uno de los métodos de prospección más adecuado para el seguimiento de las praderas de *Posidonia oceanica*, debido a que el uso de sensores espaciales proporciona una serie de ventajas, entre las que destaca la alta periodicidad en la toma de datos, el tratamiento automatizado de la información y un coste sensiblemente inferior al Sonar de Barrido Lateral.

## 6.2 OBJETO

El objetivo del presente trabajo es el de definir una metodología que permita la caracterización del fondo marino, especialmente, de las praderas de *Posidonia oceanica* mediante el empleo de imágenes de satélite de alta resolución.

La información recogida por los sensores situados a bordo de los satélites, denominados sensores remotos, proviene de la energía electromagnética emitida o reflejada por la superficie terrestre (Fig.6.1). Para ello, la luz del sol, debe primeramente atravesar la atmosfera terrestre, después, atravesar la columna de agua de mar, para finalmente ser reflejada por el fondo marino, a continuación debe atravesar de nuevo la columna de agua y la atmósfera terrestre hasta alcanzar el sensor remoto.



**Fig. 6.1. Espectro electromagnético.**

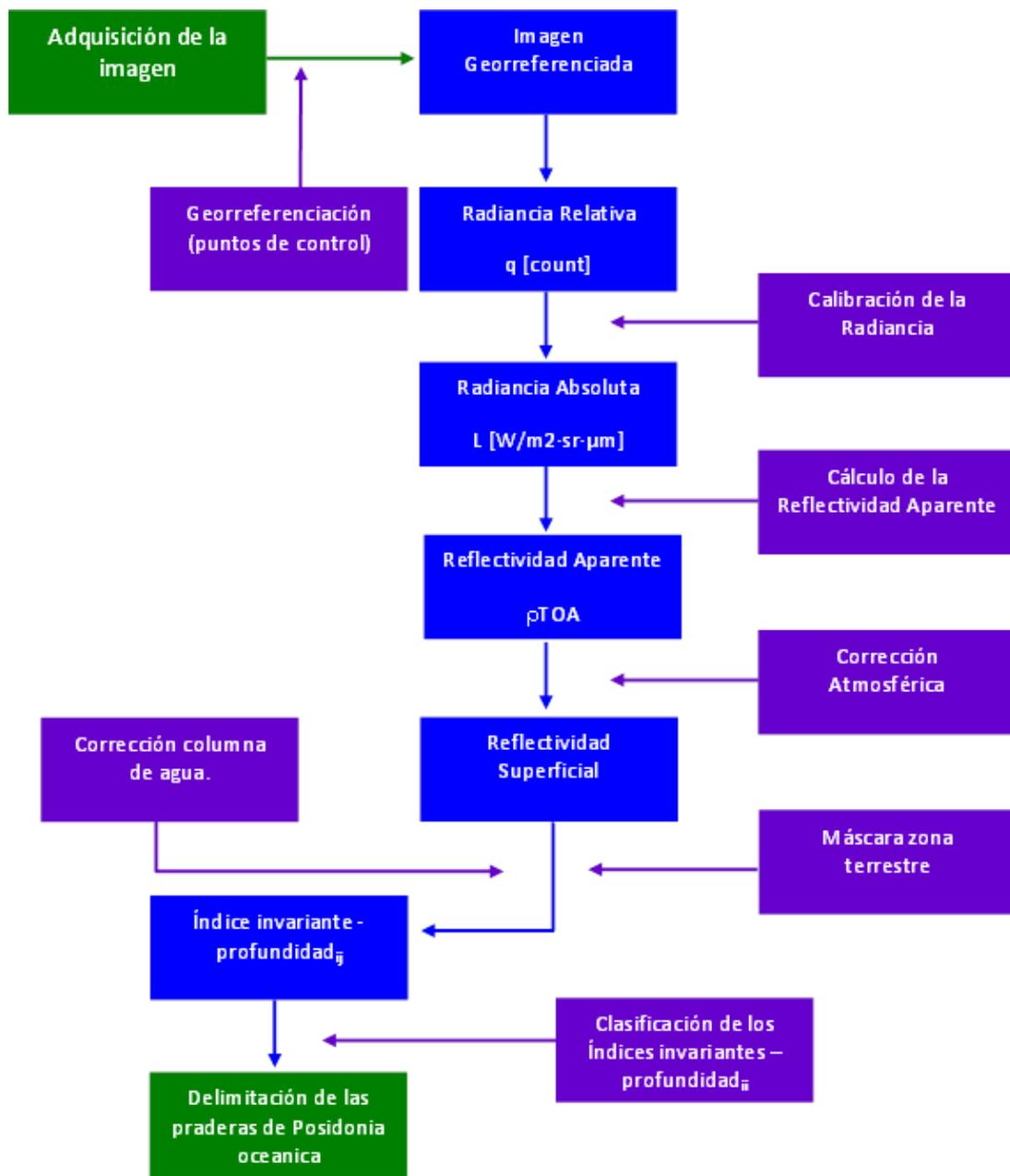
Al ser el objeto del estudio la clasificación del fondo marino, se debe estudiar y corregir los efectos producidos por el agua sobre la señal electromagnética recibida en el sensor. Los principales efectos originados por el agua son:

- El destello solar producido por la reflexión especular que produce la lámina de agua en determinadas condiciones de observación.

- La atenuación de la señal producida de la columna de agua ya que la mayor parte de la radiación óptica que recibe acaba convirtiéndola en calor.

La metodología propuesta y la cual se pretende validar, contempla correcciones que tratan de mitigar estos efectos producidos por la columna de agua, permitiendo la clasificación del fondo marino a partir de la imagen resultante.

El siguiente esquema resume la metodología aplicada a las imágenes de satélite:



**Fig. 6.2. Esquema básico general del proceso.**

## 6.3 MATERIAL Y METODOS

### 6.3.1 ÁMBITO DEL ESTUDIO

El ámbito del estudio corresponde con la zona marítima Lugar de Interés Comunitario (LIC) de “El Montgó” (código LIC: ES5211007) con una superficie de 812,52 ha (Fig.6.2).

Las características litológicas de la zona, determinan que se puedan establecer diferentes unidades estructurales con formaciones de gran valor: *les Rotes*, con acantilados medios-bajos, plataformas y karst litoral, *Marineta Casiana*, Playa de les *Arenetes*, Playa de la Cueva de *L’Aigua Dolça*, con granulometrías de distinto tamaño y una zona de acantilados altos que alcanza los 143 m.



**Fig. 6.3. Ámbito del Estudio - Zona LIC “El Montgó”.**

El entorno costero lo constituye una sierra litoral de excepcional valor paisajístico y ambiental, constituye un lugar clave para la conservación de la flora endémica mediterránea. Alberga una excelente representación de hábitats rupícolas y de acantilados, así como la existencia de numerosas cuevas tanto terrestres como sumergidas.

La topografía submarina es altamente variada, con diferentes tipos de sustratos, mayoritariamente rocosa en las proximidades de la costa, que alterna con extensiones

variables de arenas finas, gruesas, fangosas, gravas y guijarros, situadas a profundidades variables. El área marina se caracteriza por el gran interés de los ecosistemas que alberga.

La comunidad más representativa es la constituida por las praderas de *Posidonia oceanica*, distribuida irregularmente entre los 3 y 22 m de profundidad, con elevados valores de cobertura, sobre todo a bajas profundidades. Se encuentran muy bien representadas las biocenosis de algas fotófilas de roca infralitoral tanto en régimen calmado como batido, la comunidad de rodófitas calcáreas incrustantes con erizos, la comunidad de precoralígeno y coralígenos en las zonas más acantiladas.

En la zona más alejada de la costa predominan los fondos sedimentarios variados constituidos por gravas, arenas finas bien calibradas en cotas inferiores a los 10 m de profundidad y arenas gruesas y fangos en profundidades mayores.

### **6.3.2 IMÁGENES MULTIESPECTRALES**

El material usado en la metodología propuesta está compuesto por una imagen multiespectral de alta resolución WorldView 2 del ámbito de la zona LIC de estudio y por una imagen multiespectral LANDSAT 8 OLI/TIRS recortada a dicho ámbito (Fig.6.4) y por datos batimétricos del ámbito de la reserva marina obtenidos con ecosonda.



**Fig. 6.4. Imagen MS satélite Worldview-2 e Imagen LANDSAT8 OLI.**

Para el estudio de la metodología propuesta, se emplea la bibliografía reseñada y se ha adquirido la imagen del satélite WorldView 2 de la zona LIC de “El Montgó” registrada en fecha 08.11.2011. La imagen Landsat 8 OLI/TIRS se ha descargado a través del portal <http://earthexplorer.usgs.gov> perteneciente al U.S. Geological Survey y se registró en fecha 16.10.2013.

El satélite WorldView 2 fue lanzado en 2009 y declarado totalmente operativo en enero de 2010. Su órbita está situada a 770 km de altura respecto de la superficie terrestre, capturando imágenes multiespectrales formadas por ocho bandas con una resolución radiométrica de 11 bits. La resolución espacial es de 1.85 metros en el nadir de la imagen, que se remuestrea a 2.0 metros en para su comercialización. Simultáneamente se obtiene una imagen pancromática con una resolución espacial de 0.46 metros en el nadir de la imagen, que se remuestrea a 0.5 metros para su comercialización. La resolución temporal de este satélite es de uno a tres días según resolución espacial.

En función de la resolución espectral de la imagen se comercializan tres productos diferentes Woldview 2:

**PAN:** Imagen pancromática.

**MS:** Imagen Multiespectral. Las imágenes del satélite Worldview-2 pueden ser de cuatro bandas (B-G-R-nIR) u ocho bandas (C-B-G-Y-R-RE-nIR1-nIR2)

**PS:** Fusión de imágenes. Mediante técnicas de fusión de imágenes se obtiene una imagen multiespectral con la resolución de la imagen pancromática.

En función del grado de procesamiento de la imagen se comercializan cuatro tipos de productos:

**Basic:** Imagen corregida radiométricamente incluyendo las distorsiones producidas en el sensor. La imagen se comercializa sin georreferenciación.

**Estándar:** Imagen corregida radiométrica y geoméricamente, proyectada sobre un plano considerando un sistema de referencia y un datum. En la georreferenciación no se ha empleado un modelo digital del terreno.

**Ortho:** Imagen corregida radiométrica y geoméricamente, proyectada en el sistema elegido por el usuario. La georreferenciación se ha realizado mediante la ortorectificación de la imagen, por tanto se ha empleado un modelo digital del terreno.

**Estéreo-imágenes:** Es un par de imágenes de una misma zona pero tomada desde ángulos de visión distintos lo que permite la realización de modelos digitales de elevación a partir de la restitución fotogramétrica del par.

El precio de las imágenes de archivo STANDARD IMAGERY (PAN+MS 8 bandas) a fecha: 24.05.2013 es de 0,18 € / ha. que corresponde con 18 € / Km<sup>2</sup>

(impuestos no incluidos). Siendo la anchura mínima del polígono de 3km, necesitando como mínimo cuatro puntos.

El satélite Landsat 8 fue lanzado en febrero de 2013 y fue declarado operacional el 30 de mayo del mismo año. Su órbita está situada a 705 km de altitud. Se compone de dos sensores: el Operational Land Imager (OLI) que proporciona imágenes multispectrales formadas por ocho bandas con una resolución de 30 metros y una imagen pancromática con una resolución de 15 metros. Simultáneamente, mediante el sensor Thermal InfraRed Sensor (TIRS) se obtienen dos imágenes en la banda del térmico con una resolución espacial de 100 metros remuestreadas a 30 metros. La resolución temporal de este satélite es de 16 días. Opcionalmente, se puede solicitar al USGS la descarga de la imagen de reflectividades corregida atmosféricamente.

### 6.3.3 CORRECCIÓN RADIOMÉTRICA

Las imágenes WorldView-2 “Basic Imagery” y Landsat 8 incluyen un preproceso realizado que consiste en corregir espectralmente la imagen, normalizando las radiancias al dividir cada uno de los valores medidos por la radiancia máxima, respectivamente para cada banda. Los valores que resultan de esta normalización se conocen como radiancias relativas ( $q$ ), razón por la cual se deben transformar posteriormente a unidades de radiancias absolutas ( $L$ ) y reflectancias ( $\rho$ ).

### 6.3.4 CONVERSIÓN DE RADIANCIA RELATIVA ( $q$ ) EN RADIANCIA ABSOLUTA ( $L$ )

El primer proceso tras la rectificación de la imagen es la conversión de radiancias relativas ( $q$ ) en radiancias absolutas ( $L$ ). Se define radiancia espectral como el total de energía radiada en una determinada longitud de onda por unidad de área, por ángulo sólido y tiempo. Se mide en  $[W \cdot m^{-2} \cdot sr^{-1} \cdot \mu m^{-1}]$  y para la imagen WorldView 2 se obtiene mediante la siguiente expresión:

$$L_{\lambda_{Pixel, Band}} = \frac{K_{Band} \cdot q_{Pixel, Band}}{\Delta\lambda_{Band}} \quad [1]$$

Dónde:

$L_{\lambda_{Pixel,Band}}$  es la radiancia espectral media de cada banda en la parte superior de la atmosfera, se mide en  $[W \cdot m^{-2} \cdot sr^{-1} \cdot \mu m^{-1}]$ .

$K_{Band}$  es el factor de calibración radiométrica absoluta  $[W \cdot m^{-2} \cdot sr^{-1} \cdot count^{-1}]$ .

$q_{Pixel,Band}$  la imagen corregida radiométricamente [count].

$\Delta\lambda_{Band}$  es el ancho de banda efectivo [ $\mu m$ ].

$K_{Band}$  y  $\Delta\lambda_{Band}$  se suministran para cada banda en el fichero de metadatos de la imagen. IMD. Ejemplo:

```
BEGIN_GROUP = BAND_C
...
absCalFactor = 9.295654e-03;
effectiveBandwidth = 4.730000e-02;
...
END_GROUP = BAND_C
```

**Tabla 6.1. WORLDVIEW-2 ANCHO DE BANDA EFECTIVO -FWHM<sup>3</sup>**

	Denominación	Spectral Band	Effective Bandwidth [nm]	Effective Bandwidth [ $\mu m$ ]
1	BAND_C	Coastal	47.3	0.0473
2	BAND_B	Blue	54.3	0.0543
3	BAND_G	Green	63.0	0.0630
4	BAND_Y	Yellow	37.4	0.0374
5	BAND_R	Red	57.4	0.0574
6	BAND_RE	Red Edge	39.3	0.0393
7	BAND_N	nIR1	98.9	0.0989
8	BAND_N2	nIR2	99.6	0.0996
	PAN	Panchromatic	284.6	0.2846

<sup>3</sup> Radiometric Use of WorldView-2 Imagery. Todd Updike, Chris Comp 2010.11.01

El procedimiento para convertir las radiancias relativas (q) en radiancias absolutas (L) de una imagen Landsat 8 se realiza conforme a la siguiente expresión:

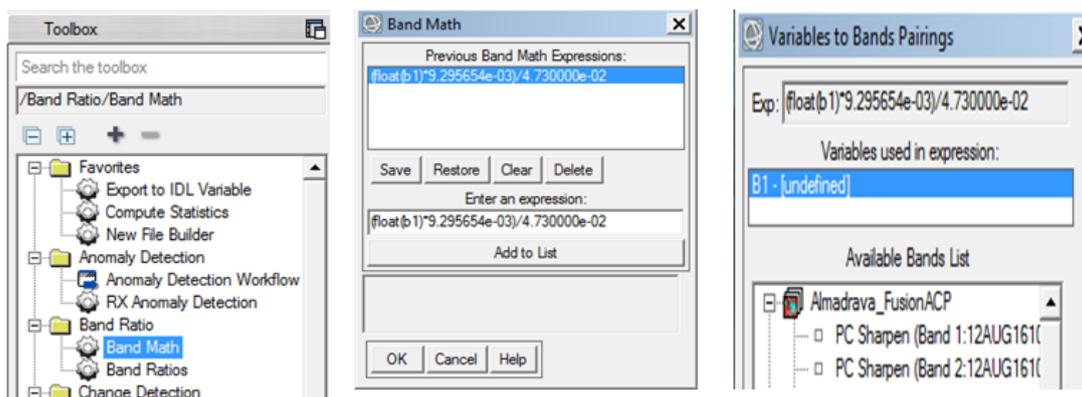
$$L_{\lambda} = M_{\lambda_{Band}} \cdot Q_{\lambda_{Band}} + A_{\lambda_{Band}} \quad [2]$$

Donde  $L_{\lambda}$  es la radiancia espectral absoluta de cada banda [ $Wm^{-2}sr^{-1}\mu m^{-1}$ ],  $Q_{\lambda_{Band}}$  es el valor digital de la radiancia relativa,  $M_{\lambda_{Band}}$  es un factor multiplicativo de radiancia [**RADIANCE\_MULT\_BAND\_n**] y  $A_{\lambda}$  es un factor aditivo de radiancia [**RADIANCE\_ADD\_BAND\_n**]. Ambos factores se pueden consultar para cada una de las bandas en los metadatos de la imagen.

Este proceso para convertir los valores digitales [count] a unidades físicas de radiancia absoluta [ $W \cdot m^{-2} \cdot sr^{-1} \cdot \mu m^{-1}$ ] permite comparar imágenes de la misma zona en fechas diferentes para realizar estudios comparativos de la evolución de las características del fondo marino.

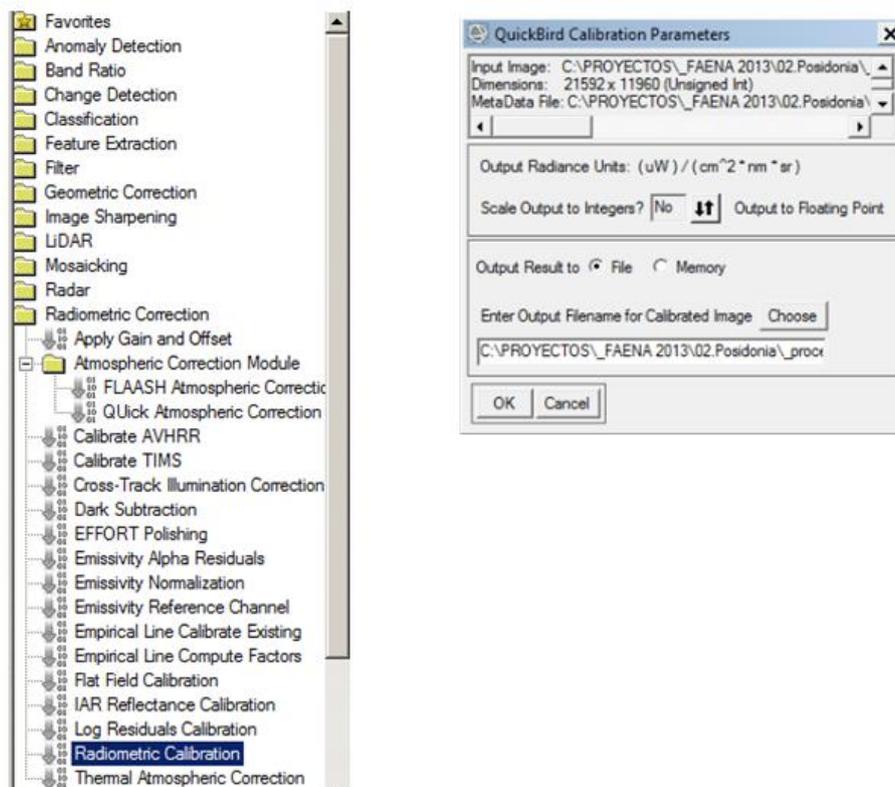
### 6.3.4.1 Procedimiento en ENVI: Empleando BANDMATH

- a) Mediante la herramienta BANDMATH aplicamos la expresión [1] o [2] a las bandas de la imagen correspondiente.



**Fig. 6.5. Captura de pantallas herramienta BANDMATH (ENVI).**

- b) Creamos un nuevo fichero a partir de imágenes mediante la herramienta Raster Management -> New File Builder.



**Fig. 6.6. Captura de pantallas CORRECCIÓN RADIOMÉTRICA (ENVI).**

### **6.3.5 CONVERTIR RADIANCIA ABSOLUTA (L) EN REFLECTIVIDAD APARENTE ( $\rho_{TOA}$ )**

#### **6.3.5.1 Imagen worldview 2**

Se define la reflectividad como la relación entre el flujo incidente y el reflejado por una superficie siendo una magnitud adimensional. En la imagen WorldView 2, para calcular la reflectividad aparente en la parte superior de la atmósfera, empleamos la siguiente expresión:

$$\rho_{TOA_{Pixel, Band}} = \frac{d_{ES}^2 \cdot \pi \cdot L_{\lambda_{Pixel, Band}}}{E_{sun_{\lambda_{Band}}} \cos \theta_s} \quad [3]$$

Siendo:

$E_{sun_{\lambda_{Band}}}$  la irradiancia solar espectral promedio de cada banda en la parte superior de la atmosfera [ $Wm^{-2}\mu m^{-1}$ ] (Tabla 6.2) .

$d_{ES}$  la distancia Tierra - Sol estimada en el momento de adquisición de la imagen. Este parámetro se estima generalmente mediante tablas a partir de la fecha de adquisición de la imagen. La imagen de Landsat 8 proporciona el valor de la distancia estimada Tierra – Sol en el archivo de metadatos asociado a la imagen.

$\theta_s$  es el ángulo cenital del sensor que se calcula mediante  $\theta_s = 90.0 - Elev_{sun}$ , donde  $Elev_{sun}$  es el ángulo de elevación solar obtenido de los metadatos de la imagen.

```
BEGIN_GROUP = IMAGE_1
...
meanSunEl= 68.7;
...
END_GROUP = IMAGE_1
```

Los mismos valores geométricos de corrección se aplican a todas las bandas. La reflectividad aparente asume que la observación se realiza en una atmosfera transparente, verticalmente, sobre un suelo plano y superficies Lambertianas.

#### **CÁLCULO DEL PARÁMETRO $d_{ES}$**

Para calcular  $d_{ES}$ , distancia estimada de la distancia Tierra – Sol al cuadrado en un momento determinado debemos emplear la siguiente formulación del U.S. Naval Observatory<sup>4</sup>:

$$d_{ES} = 1.00014 - 0.01671 \cdot \cos g_{rad} - 0.00014 \cdot \cos(2g_{rad})$$

Donde:

$$g_{rad} = \frac{g \cdot 2\pi}{360}$$

$$g = 357.529 + 0.98560028 \cdot D_j$$

$$D_j = JD - 2451545.0$$

JD, corresponde al día juliano de captura de la imagen.

2452545.0 corresponde al día juliano de la fecha 01.01.2000 a las 12<sup>h</sup>

**Nota:** Para calcular el día juliano o el número de día del año

<http://www.ugr.es/~eaznar/conversorFecha.htm>

<sup>4</sup> Radiometric Use of WorldView-2 Imagery. Todd Updike, Chris Comp 2010.11.01

Nota: con el programa estadístico R, podemos calcular el valor  $d_{ES}$  mediante el siguiente comando del package LANDSAT: `landsat::ESdist("2009-10-08")`

Nota: Podemos utilizar una tabla de efemérides<sup>5</sup> para calcular la Distancia Tierra – Sol:

Día	Distancia U.A								
1	0.9832	74	0.9945	152	1.0140	227	1.0128	305	0.9925
15	0.9836	91	0.9993	166	1.0158	242	1.0092	319	0.9892
32	0.9853	106	1.0033	182	1.0167	258	1.0057	335	0.9860
46	0.9878	121	1.0076	196	1.0165	274	1.0011	349	0.9843
60	0.9909	135	1.0109	213	1.0149	288	0.9972	365	0.9833

Tabla 6.2. **WORLDVIEW-2**  $E_{sun, Band}$  **SPECTRAL IRRADIANCE [W/m<sup>2</sup>·μm]<sup>6</sup>**

Denominación	Spectral Band	Spectral Irradiance [W/m <sup>2</sup> ·μm]	
1	BAND_C	Coastal	1758.2229
2	BAND_B	Blue	1974.2416
3	BAND_G	Green	1856.4104
4	BAND_Y	Yellow	1738.4791
5	BAND_R	Red	1559.4555
6	BAND_RE	Red Edge	1342.0695
7	BAND_N	NIR1	1069.7302
8	BAND_N2	NIR2	861.2866
PAN	Panchromatic	1580.8140	

Nota: La reflectividad aparente no considera los efectos de la topografía, de la atmosfera y el carácter lambertiano de las cubiertas es tanto menos nítido cuanto menos rugosas sean. (Chuvieco, E., 2008)

Nota:

$$\frac{W}{m^2 \cdot sr \cdot \mu m} = \frac{10^6 \mu W}{10^4 cm^2 \cdot sr \cdot 10^3 nm} = \frac{1}{10} \mu W \cdot cm^{-2} \cdot sr^{-1} \cdot 10^3 nm$$

<sup>5</sup> Chuvieco, E., 2008

<sup>6</sup> Radiometric Use of WorldView-2 Imagery. Todd Updike, Chris Comp 2010.11.01

### 6.3.5.2 Imagen landsat 8

El procedimiento para convertir la radiancia absoluta (L) en reflectividad aparente en una imagen Landsat 8 emplea la siguiente expresión:

$$\rho_{TOA} = M_{\rho} \cdot Q_{\lambda_{Band}} + A_{\rho} \quad [4]$$

Donde  $Q_{\lambda_{Band}}$  es el valor digital de la radiancia relativa,  $M_{\rho}$  es un factor multiplicativo de la reflectancia [REFLECTANCEW\_MULT\_BAND\_n] y  $A_{\rho}$  es un factor aditivo de la reflectancia [REFLECTANCE\_ADD\_BAND\_n]. Ambos factores se pueden consultar para cada una de las bandas en los metadatos de la imagen.

### 6.3.6 CORRECCIÓN ATMOSFÉRICA

Los valores de reflectividad aparente en la parte superior de la atmósfera deben ser corregidos de la influencia atmosférica, ya que la radiancia que llega al sensor del satélite es diferente a la radiancia que emite la cobertura a nivel del suelo.

De entre las diferentes metodologías para realizar la corrección atmosférica, el más conocido y sencillo es el denominado Método de Chávez, que consiste en considerar la radiancia del agua profunda (profundidad superior a 40 metros). Se calcula la media ( $\mu$ ) y desviación típica ( $\sigma$ ) de las muestras de radiancia de agua profunda, se recomienda sustraer el valor de  $2\sigma$  respecto la media. Se puede asumir que este valor es debido a la radiación difusa atmosférica y por tanto restar el efecto a cada una de las bandas de la imagen. (Green, E. P., Mumby, P.J., Edwards, A. J., Clark, C. D., 2014).

Otro método más complejo en su fundamentación física es el denominado FLAASH [Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Hypercubes] que permite corregir las longitudes de onda del visible a través de la banda infrarrojo cercano. El resultado obtenido es la reflectancia a nivel de suelo.

#### 6.3.6.1 Procedimiento en ENVI método Chavez

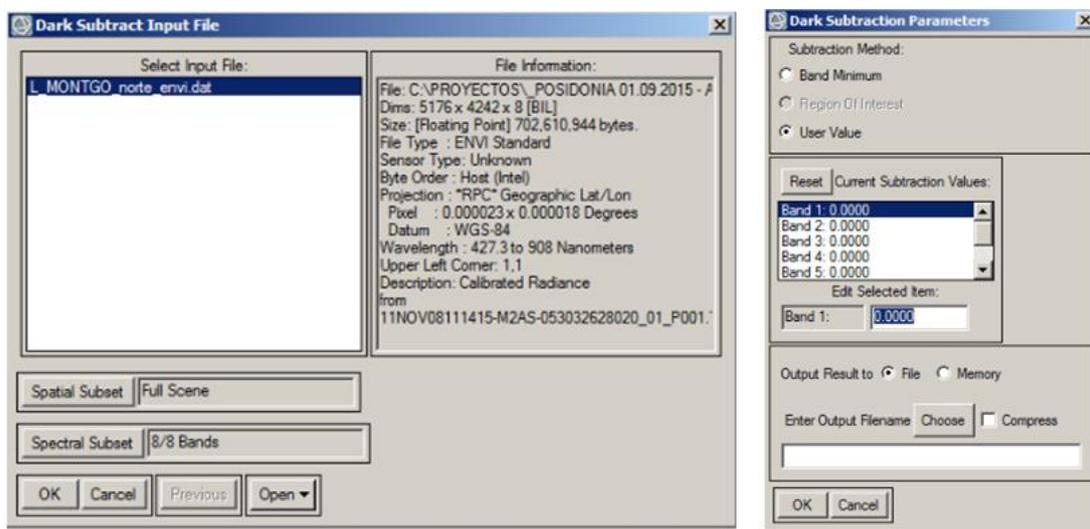
- a) De la imagen de reflectancia calculamos los histogramas mediante;

Basic Tools > Statistics > Compute Statistics

Basic Stats / Histograms / Covariance

Select Plot /Histograma de la Banda 1

- b) Apuntamos el valor mínimo de cada banda  $2\sigma$  respecto la media de las muestras.
- c) Mediante la herramienta Radiometric Correction\Dark Substraction seleccionamos la imagen a la que queremos aplicar la corrección atmosférica (Fig. 6.7.), a continuación, insertamos para cada banda el valor mínimo considerado.



**Fig. 6.7. Captura pantallas herramienta Radiometric Correction\Dark Substraction.**

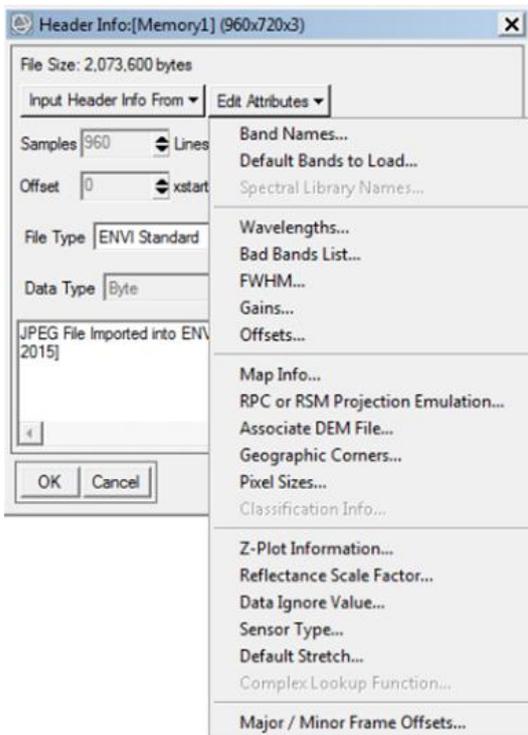
### 6.3.6.2 Procedimiento en ENVI FLAASH

- a) Previamente debemos introducir en la cabecera de la imagen los datos de centro de longitud de onda (center wave length) y el ancho efectivo de longitud de onda (effective band width) mediante la herramienta Raster Management -> Edit ENVI Header ->Edit ENVI Attributes (Fig. 6.8). Empleando esta herramienta podemos modificar el datum y proyección de la imagen, tamaño del píxel, asignar nombres a las diferentes bandas, etc.
- b) Mediante la herramienta Radiometric Correction\Flash Atmospheric Correction (Fig. 6.10) completamos los siguientes parámetros :

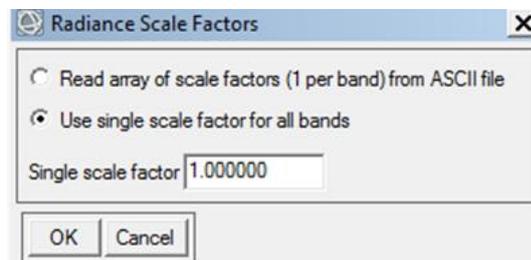
INPUT: Es la imagen de radiancia Absoluta en formato BIL/BIP, Floating Point, Long Integer (4 byte signed), Integer (2 byte signed/unsigned).

Para convertir imágenes BSQ a BIL/BIP utilizamos la herramienta Raster Management -> Convert InterLeave

Al introducir la ruta de la imagen nos solicita que introduzcamos el single scale factor (Fig. 6.9), FLAASH trabaja en  $\mu\text{Wcm}^{-2}\text{sr}^{-1}\text{nm}^{-1}$  para pasar de  $\text{Wm}^{-2}\text{sr}^{-1}\mu\text{m}^{-1}$  debemos aplicar un single scale factor de valor 10.



**Fig. 6.8. Edit ENVI Header.**



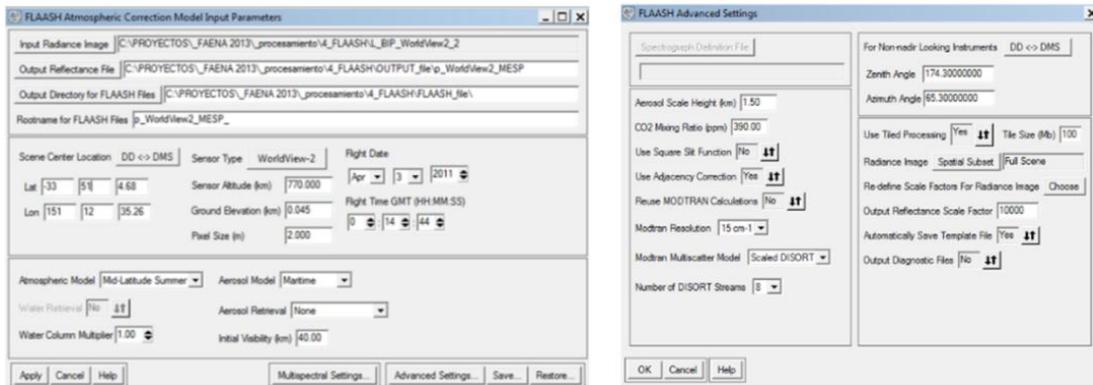
**Fig. 6.9. Single scale factor.**

OUTPUT: Nombre del fichero de reluctancia resultado del proceso.

OUTPUT DIRECTORY: Directorio de salida para los ficheros generados por el proceso.

Los siguientes parámetros son datos relacionados con el sensor como las coordenadas geodésicas del centro de la escena, fecha y hora de la adquisición, altitud del sensor, etc.

A continuación introducimos parámetros relacionados con el modelo atmosférico a aplicar que más se ajuste al clima del territorio de la imagen.



**Fig. 6.10. Herramienta Radiometric CorrectionFlash Atmospheric Correction.**

**Tabla 6.3. MODELOS ATMOSFÉRICOS ENVI<sup>7</sup>**

Modelo Atmosférico	Vapor de agua (g/cm <sup>2</sup> )	Temperatura
Tropical (T)	4.11	27° C

Latitud(N)	Enero	Marzo	Mayo	Julio	Septiembre	Noviembre
30º	Mid-Latitude Summer	Mid-Latitude Summer	Mid-Latitude Summer	Tropical	Tropical	Mid-Latitude Summer

**Nota:** ENVI FLAASH escala el resultado a valores enteros con factor 10.000. No podemos aplicar en FLAASH el Aerosol Retrieval con imágenes WorldView 2, para ello, necesitamos imágenes con bandas de 2100 nm.

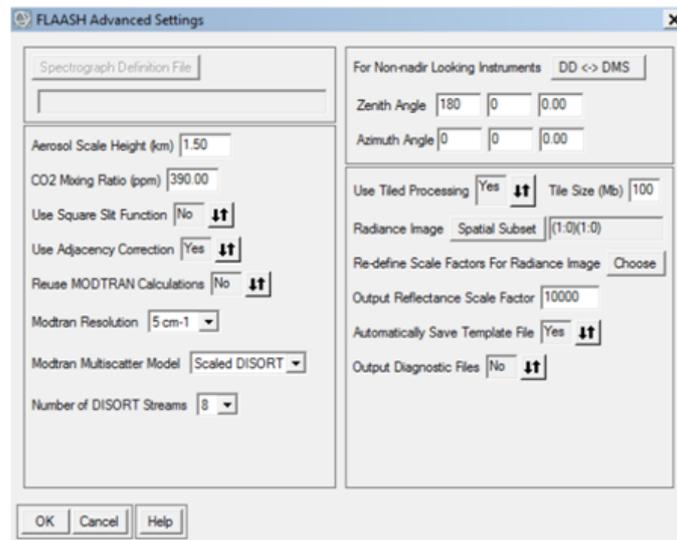
**Tabla 6.4. WorldView-2 Center Wave LENGTH [µm]<sup>8</sup>**

	Denominación	Spectral Band	Center Wave Length [nm]	Center Wave Length [µm]
<b>1</b>	BAND_C	Coastal	427.0	0.4270
<b>2</b>	BAND_B	Blue	478.3	0.4783
<b>3</b>	BAND_G	Green	545.8	0.5468
<b>4</b>	BAND_Y	Yellow	607.7	0.6077
<b>5</b>	BAND_R	Red	658.8	0.6588
<b>6</b>	BAND_RE	Red Edge	724.1	0.7241
<b>7</b>	BAND_N	NIR1	832.9	0.8329
<b>8</b>	BAND_N2	NIR2	949.3	0.9493
<b>PAN</b>		Panchromatic	627.4	0.6274

<sup>7</sup> Ayuda ENVI: Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Hypercubes (FLAASH™)

<sup>8</sup> Radiometric Use of WorldView-2 Imagery. Todd Updike, Chris Comp 2010.11.01

- c) En el apartado de opciones avanzados (Fig. 6.11) debemos introducir los datos de ángulo cenital y horizontal del sensor a partir de los datos de los metadatos de la imagen:



**Fig. 6.11. Introducción de datos de ángulo cenital y horizontal del sensor.**

Ángulo cenital=  $80 - \text{meanOffNadirViewAngle}$ . Ángulo azimutal =  $\text{meanSatAz}$

Los valores  $\text{meanOffNadirViewAngle}$  y  $\text{meanSatAz}$  se obtienen a partir de los metadatos de la imagen Worldview 2.

**Nota: ENLACES FORO DE ENVI**

<https://www.exelisvis.com/language/enUS/UserCommunity/UserForums/forumid/29/threadid/12031/scope/posts/threadpage/3.aspx>

<https://www.exelisvis.com/language/enUS/UserCommunity/UserForums/forumid/29/threadid/13115/scope/posts.aspx>

**Tabla 6.5. CORRECCIÓN ATMOSFÉRICA EN ENVI**

CORRECCIÓN ATMOSFÉRICA	FLAASH	Radiancia
	QUACK	Radiancia, Reflectancia, ND
	DARK SUBTRACTION	
	INTERNAL AVERAGE REFLECTANCE	Reflectancia Aparente
	LOG RESIDUAL	
	EMPIRICAL LINE CALIBRATION	Datos de Campo

### 6.3.7 CORRECCIÓN DEL DESTELLO SOLAR (SUN GLINT)

Sobre la imagen pueden aparecer destellos solares (sunglint) debido al efecto especular del agua en determinadas condiciones de toma, dicho fenómeno está relacionado con los valores en la banda del infrarrojo. (Deidda M., Sanna, G., 2012)

El método para su corrección se basa en:

- La banda del Infrarrojo cercano (nIR) se compone básicamente de destello solar y una constante producida por la componente ambiental sin la variabilidad espacial del fondo marino.
- La totalidad del destello solar en las bandas del visible están linealmente correlacionadas con la banda del NIR.

El método<sup>9</sup> define la relación lineal entre el NIR y la cantidad de destello solar existente en las bandas del visible. Se seleccionan muestras con diferentes grados de afección de destello solar, se calcula la recta de regresión sobre la nube de puntos de las muestras seleccionadas, colocando en el eje de ordenadas los valores de las bandas del visible y en el eje de abscisas los valores de la banda del nIR.

$$R'_i = R_i - b_i(R_{NIR} - Min_{NIR}) \quad [5]$$

Siendo:

$R'_i$  es la banda i corregida del destello solar

$R_i$  es la banda i sin corregir

$b_i$  es la pendiente de la regresión lineal entre la banda i y la banda NIR

$R_{NIR}$  es la banda NIR

$Min_{NIR}$  es el mínimo valor de la banda NIR

---

<sup>9</sup> PRE-PROCESSING OH HIGH RESOLUTION SATELLITE IMAGES FOR SEA BOTTOM CLASSIFICATION. Monica Deidda Giannina Sanna

Para calcular el valor debemos representar gráficamente en el eje de ordenadas los valores de las bandas del visible R, G, B y en el eje de abscisas los valores de la banda del nIR medios de las muestras tomadas de la imagen. Estas muestras deben representar regiones con un bajo y alto efecto del destello solar. Hay que calcular un valor para cada banda que queramos corregir.

---

**Nota: ENLACES FORO DE ENVI**

<http://www.exelisvis.com/language/enUS/UserCommunity/UserForums/forumid/29/threadid/12443/scope/posts.aspx>

<http://forums.arcgis.com/threads/47559-Glint-in-WorldView-2-Image>

### **EJECUCION DEL SCRIPT**

1. Guardar el script en un fichero con extensión “.pro”.
2. Arrancar ENVI + IDL.
3. Cargar la imagen WV2 en ENVI.
4. Exportar la imagen con *Raster management\IDL\Export to IDL* variable denominada “data”.
5. Crear ROI de zonas de agua a diferente profundidad.
6. Exportar las muestras con *Raster management\IDL\Export to IDL variable* denominada “samples”.
7. Escribe en la consola de comandos de IDL *.r <path>\<script>.pro*
8. Importa en ENVI el resultado mediante *Raster management\IDL\Import from IDL* variable
9. Ejemplo BANDAS artículo: **R G B NIR2 R G C NIR2.**

---

**Nota: La banda del nIR1 y nIR2 no se debe corregir, si la imagen esta corregida atmosféricamente el mínimo debe ser cero, si el programa corrige la banda del nIR lo hace mal podemos sustituir por la nIR anterior de la imagen corregida atmosféricamente.**

En el caso de las imágenes del estudio se ha optado por no aplicar la corrección del destello solar por la baja incidencia sufrida por las mismas y por el significativo deterioro de la relación señal ruido

## 6.3.8 CORRECCION POR LA ATENUACION DE LA COLUMNA DE AGUA<sup>10</sup>

### 6.3.8.1 Fundamentos Físicos

El agua absorbe la mayor parte de la radiación óptica recibida convirtiéndola en calor. A medida que aumenta la profundidad, la intensidad de la luz disminuye exponencialmente en un fenómeno conocido como atenuación de la columna de agua.

La atenuación es diferente para las distintas longitudes de onda del espectro electromagnético. En el espectro visible, la banda del rojo se atenúa más rápidamente que las bandas más cortas como el verde o el azul. (Chuvieco, E., 2008)

En aguas claras de gran transparencia el valor de reflectancia registrado en el sensor depende tanto del tipo de fondo marino como de la profundidad, a medida que aumenta la turbidez del agua por la materia en suspensión, orgánica e inorgánica, aumenta la reflectividad en todas las bandas del visible. De este modo, la presencia de materia en suspensión dificulta e incluso imposibilita la identificación del fondo marino.

Al ser la caracterización del fondo marino el objetivo final, debemos eliminar previamente cualquier influencia debida a la columna de agua que es atravesada por la luz en su camino hasta el sensor del satélite.

La corrección se basa en la siguiente expresión:

$$L_i = L_{si} + a \cdot \rho \cdot e^{-2k_j z} \quad [6]$$

Siendo:

$L_i$       Radiancia de la imagen

$a$       es una constante

$L_{si}$       Radiancia del agua profunda – Método de Chávez

$\rho$       Reflectancia del hábitat bentónico

---

<sup>10</sup> [REMOTE SENSING Handbook for Tropical Coastal Management](#). Edmund P. Green, Peter J. Mumby, Alasdair J. Edwards and Christopher D. Clark

$z$	Profundidad
$-2k_j$	Coefficiente de atenuación efectiva

Al desconocer los parámetros  $a$ ,  $\rho$  y  $z$  debemos aplicar el método Lyzenga que calcula la razón entre los coeficientes de atenuación entre pares de bandas espectrales que se denomina ratio del coeficiente de atenuación.

Al calcular ratio del coeficiente de atenuación entre cada par de bandas que componen la imagen, podemos generar una nueva banda cuya respuesta de reflectancia sea independiente de la profundidad, por tanto, se elimina la influencia en la señal por la columna de agua.

### **6.3.8.2 Linearización de la relación entre profundidad y radiancia**

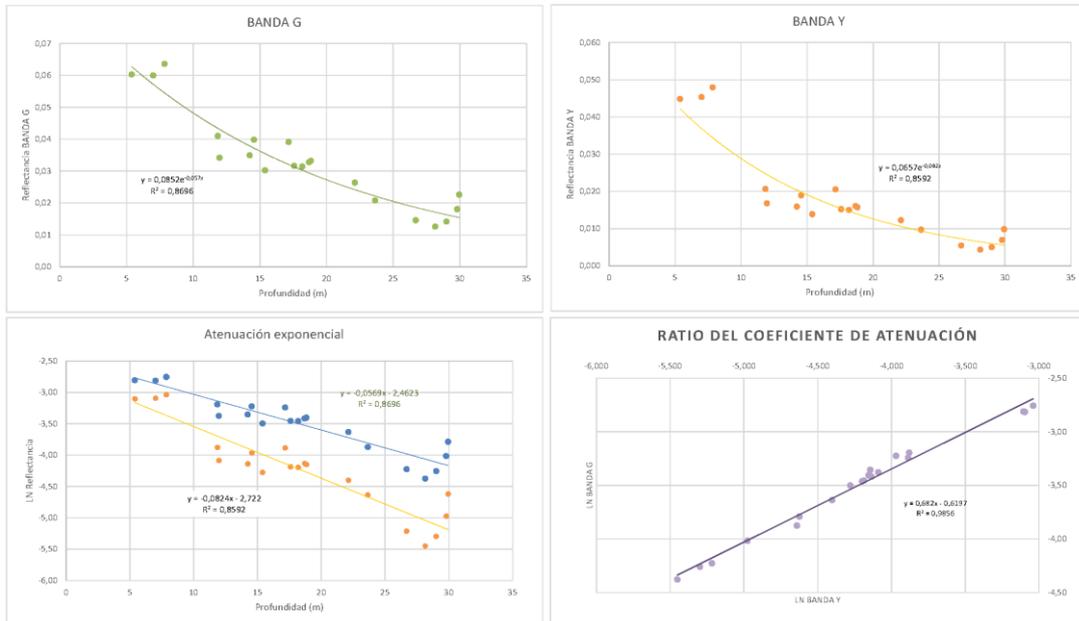
Primeramente se selecciona grupos de píxeles de un mismo fondo (se recomienda arena, por su facilidad de identificación) a diferente profundidad. Hay que evitar zonas con una de sus bandas saturadas o elegir zonas muy profundas donde una de las bandas pueda no penetrar. En total se necesitan unos 100 píxeles por cada par de bandas.

Al representar los datos recogidos en un gráfico se observa que la atenuación de la luz para cada banda se ajusta a una función exponencial. A continuación linealizamos la relación profundidad/reflectancia mediante  $X_i = \ln(L_i - L_{si})$ ; para los datos corregidos atmosféricamente empleamos la siguiente expresión  $X_i = \ln(L_i)$  para cada una de las bandas. El ratio del coeficiente de atenuación correspondería con la pendiente de la recta de regresión entre los datos linealizados de reflectancia de cada banda espectral para un tipo de fondo determinado. Dicho ratio permanece constante para una misma combinación de bandas realizando el cálculo sobre tipos de fondos distintos como puedan ser arenas finas calibradas y *Posidonia oceanica*.

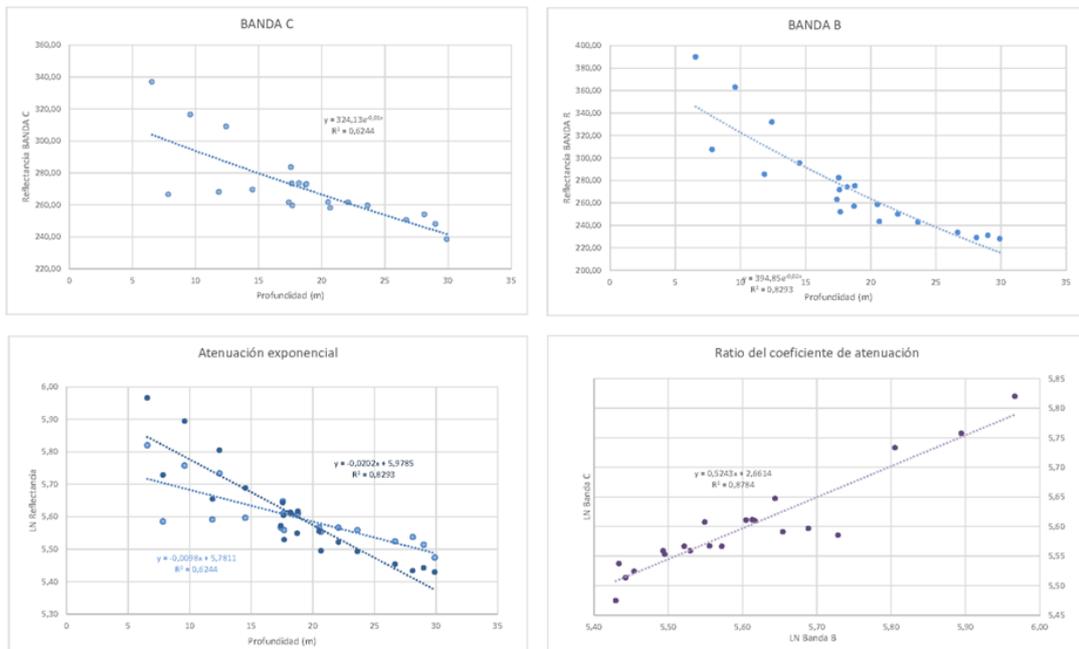
### **6.3.8.3 Calculo del ratio del coeficiente de atenuación**

En los gráficos siguientes, podemos ver el proceso de cálculo del ratio del coeficiente de atenuación entre las bandas verde [G] y amarilla [Y] (Fig. 6.12), y entre

las bandas azul costero [C] y azul [B] (Fig. 6.13). En ambos casos se ha calculado el ratio entre bandas asociado al fondo de arenas finas calibradas. El ratio de atenuación es constante entre bandas independientemente del tipo de fondo.



**Fig. 6.12. Proceso gráfico del cálculo del coeficiente de atenuación entre bandas. Comunidad de arenas finas bien calibradas. Imagen Worldview 2.**



**Fig. 6.13. Proceso gráfico del cálculo del coeficiente de atenuación entre bandas. Comunidad de arenas finas bien calibradas. Imagen LANDSAT 8.**

Para un mismo fondo, el ratio de atenuación entre las bandas se correspondería con la pendiente de la recta de regresión calculada a partir de las respuestas linealizadas

de las reflectancias de cada par de bandas. De todas formas, se prefiere calcular el coeficiente del ratio de atenuación a partir de varianza y covarianza de las reflectancias linealizadas de las muestras como se explica a continuación.

Para calcular para el cálculo del ratio del coeficiente de atenuación entre bandas se prefiere emplear la siguiente expresión:

$$\frac{k_i}{k_j} = a + \sqrt{(a^2 + 1)} \quad [7]$$

Siendo  $a = \frac{\sigma_i^2 - \sigma_j^2}{2\sigma_{ij}}$ ,  $\sigma_i^2$  la varianza de los datos de la banda i linealizada,  $\sigma_j^2$  la varianza de los datos de la banda j linealizada y  $\sigma_{ij}$  la covarianza entre los datos linealizados de las bandas i y j.

Varianza

Covarianza

$$\sigma_i^2 = \frac{\sum_{i=1}^N (x_i - \hat{x})^2}{N}$$

$$\sigma_{ij} = \frac{\sum_{i=1}^N (x_i - \hat{x})(y_i - \hat{y})}{N}$$

En Tabla la 6.6. se muestran los coeficientes de atenuación calculados para diferentes combinaciones de bandas de las imágenes empleadas en el presente estudio.

**Tabla 6.6. Coeficientes de atenuación para combinaciones de bandas.**

Imagen	Coficiente de atenuación	Imagen	Coficiente de atenuación
Worldview 2		Landsat 8	
Banda G (B <sub>3</sub> )	$\frac{k_G}{k_Y} = 0.685164$	Banda C (B <sub>1</sub> )	$\frac{k_C}{k_B} = 0.540286$
Banda Y (B <sub>4</sub> )		Banda B (B <sub>2</sub> )	$\frac{k_B}{k_G} = 0.372403$
Banda B (B <sub>2</sub> )	$\frac{k_B}{k_G} = 0.603178$	Banda B (B <sub>2</sub> )	$\frac{k_B}{k_G} = 0.372403$
Banda G (B <sub>3</sub> )		Banda G (B <sub>3</sub> )	$\frac{k_G}{k_C} = 0.170905$
Banda B (B <sub>2</sub> )	$\frac{k_B}{k_Y} = 0.409852$	Banda C (B <sub>1</sub> )	
Banda Y (B <sub>4</sub> )		Banda G (B <sub>3</sub> )	
Banda G (B <sub>3</sub> )	$\frac{k_G}{k_R} = 0.805747 \ 5$		
Banda R (B <sub>5</sub> )			

El primer ejemplo, el valor de  $\frac{k_G}{k_Y} = 0.685164$  significa que la banda [G] se atenúa menos que la banda [Y] en la función de la profundidad. Para calcular el coeficiente de

atenuación entre la banda [Y] y la banda [G], solamente tenemos que calcular la inversa

$$\left[ \frac{k_G}{k_Y} \right]^{-1} = \frac{k_Y}{k_G} = 1,459045$$

#### 6.3.8.4 Cálculo de índice independiente de la profundidad

El cálculo del Índice invariante a la profundidad en ausencia de la corrección atmosférica completa se realiza mediante la siguiente expresión:

$$Dinv_{ij} = \ln(L_i - L_{si}) - \left[ \left( \frac{k_i}{k_j} \right) \ln(L_j - L_{si}) \right] [8]$$

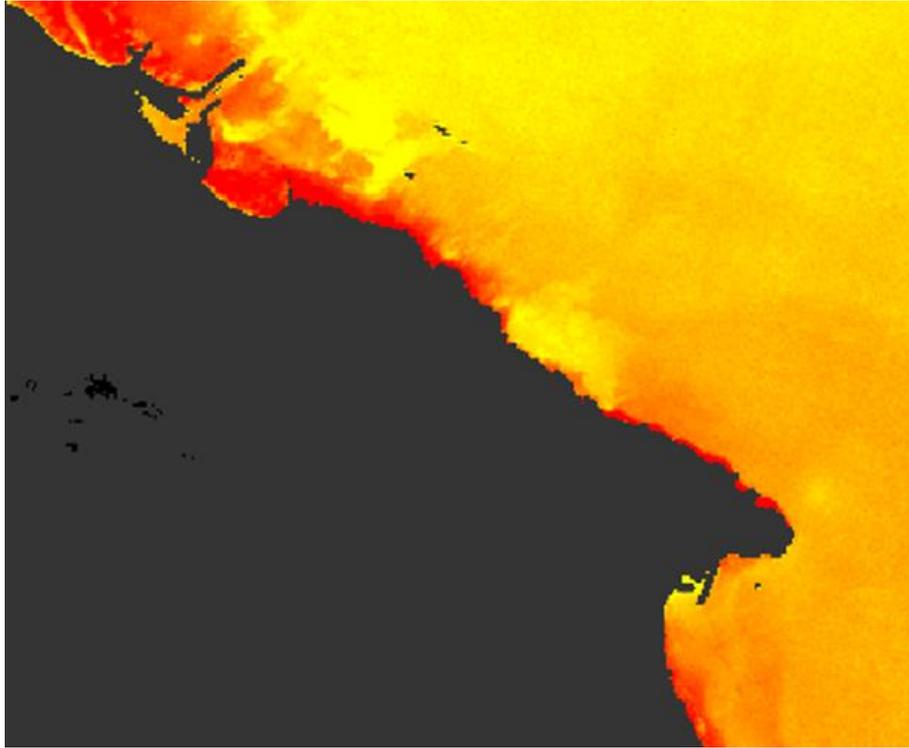
Cuando se ha realizado la corrección atmosférica completa previamente podemos considerar que  $L_{si} = 0$ , por tanto:

$$Dinv_{ij} = \ln(L_i) - \left[ \left( \frac{k_i}{k_j} \right) \ln(L_j) \right]$$

Siendo  $L_i$  la reflectancia de la imagen i,  $L_j$  la reflectancia de la imagen j y  $\frac{k_i}{k_j}$

el ratio del coeficiente de atenuación las bandas i y j. Si algunos valores del  $Dinv_{ij}$  son negativos podemos aplicar un offset para conseguir que todos los datos sean positivos.

Una vez realizadas todas las correcciones anteriores, obtenemos una imagen por cada par de bandas empleadas cuyos valores digitales representan la respuesta en función del tipo de fondo independientemente de su profundidad. Esta imagen de índices es la que se va a emplear en la clasificación (Fig. 6.14).

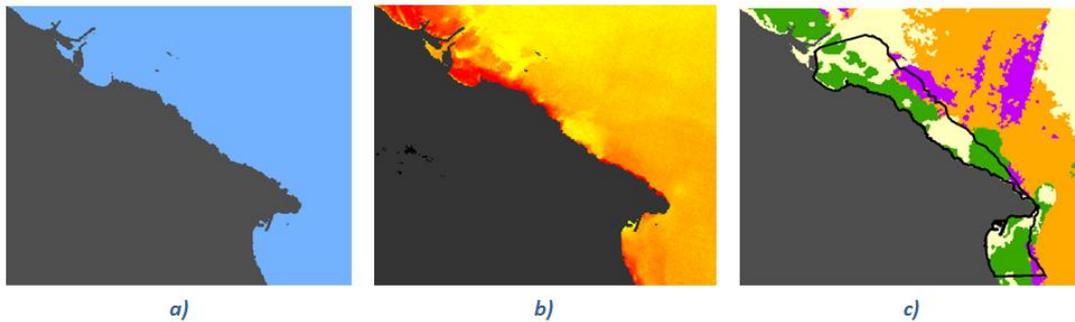


**Fig. 6.14.  $D_{inv,ij}$  de la imagen LANDSAT 8 formado por los índices  $D_{inv,BC}$   $D_{inv,BG}$   $D_{inv,GC}$ .**

### **6.3.9 CLASIFICACIÓN DE LA IMAGEN**

El proceso de clasificación consiste en la asignación de cada píxel de la imagen hiperespectral a una de las clases definidas previamente y de las que se han obtenido muestras (niveles digitales) de la imagen a clasificar. La clasificación se basa generalmente en la similitud existente entre los valores numéricos de la imagen y las muestras obtenidas.

Para obtener un resultado ajustado a la realidad del fondo marino, se debe realizar una clasificación supervisada. Para ello, necesitamos datos de prospección del fondo marino para definir las muestras de aprendizaje y las muestras de comprobación de la clasificación. Se ha empleado el método de Clasificación por máxima probabilidad.

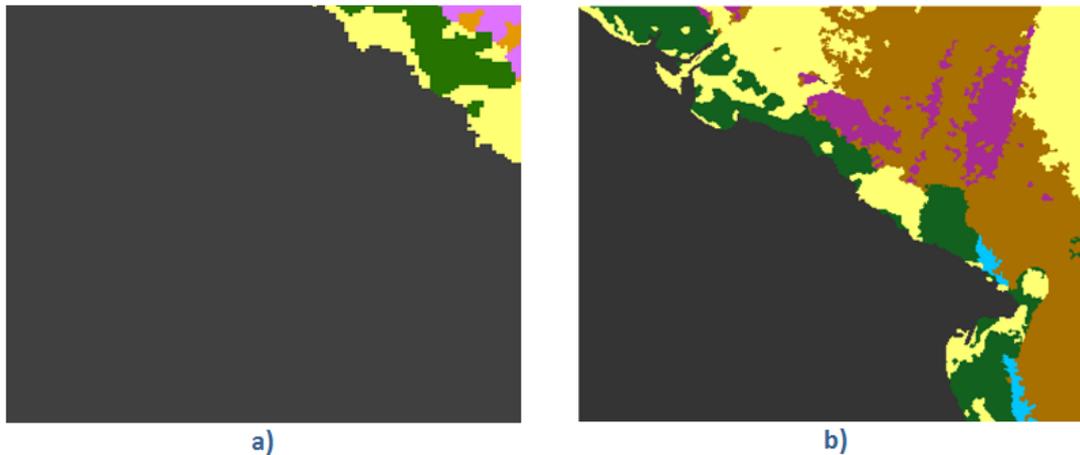


**Fig. 6.15. LANDSAT 8 a) Máscara zona terrestre b) Imagen de índices c) Clasificación supervisada. *Posidonia oceanica* en verde.**

La clasificación se ha realizado únicamente con la imagen de índices de Landsat 8 (Fig. 6.15), ya que al procesar la imagen WorldView 2, aunque se han podido calcular correctamente los coeficientes de atenuación, se ha observado que algunas zonas de la imagen están saturadas, sobre todo, a partir de 10 metros de profundidad. Probablemente esto es debido al aumento local de materia en suspensión ocasionado por el estado del mar en el momento de la adquisición de la imagen, dificultando su interpretación y por tanto la identificación de los fondos marinos. Este suceso, evidencia la importancia de emplear una imagen óptima, sin cobertura de nubes y adquirida en condiciones atmosféricas óptimas. En el caso de la imagen Landsat 8 se ha seleccionado la imagen que más se adaptaba al objeto del estudio dentro del rango temporal establecido.

La verificación de la clasificación se realiza a partir de la denominada matriz de confusión, que está formada por valores reales de la clase y valores de las clases deducidas por la clasificación. A partir de esta matriz podemos obtener valores para la clase objeto del presente estudio, la *Posidonia oceanica*, la fiabilidad del productor asciende al 98.73%; y la fiabilidad del usuario asciende al 92.64%. Por tanto, estos valores, indican que la clasificación es satisfactoria.

Para concluir el estudio se ha comprobado la efectividad de la corrección de la columna de agua aplicada. Para ello, se ha comparado la clasificación supervisada empleando las mismas muestras de aprendizaje, sobre la imagen Landsat 8 corregida atmosféricamente con la obtenida de la imagen de índices (Fig. 6.16).



**Fig. 6.16. Comparación de clasificaciones imagen LANDSAT 8, a) Sin corrección b) Aplicando corrección columna de agua. *Posidonia oceanica* en verde.**

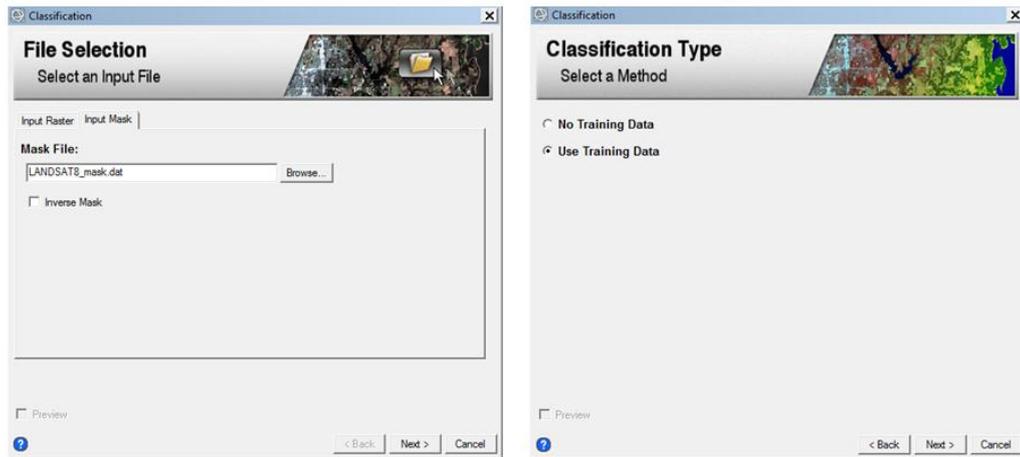
Comparando ambas imágenes, podemos observar diferencias. La clasificación derivada de la imagen sin corregir por la columna de agua, no siempre diferencia correctamente la clase *Posidonia oceanica* tanto en aguas someras como en aguas más profundas, de manera, que la confunde por defecto con la comunidad de arenas finas calibradas principalmente.

### **6.3.9.1 CLASIFICACION SUPERVISADA**

El método de Clasificación por máxima probabilidad (maximum likelihood) supone que los niveles digitales de cada clase se distribuyen normalmente, por ello se clasifica como método paramétrico.

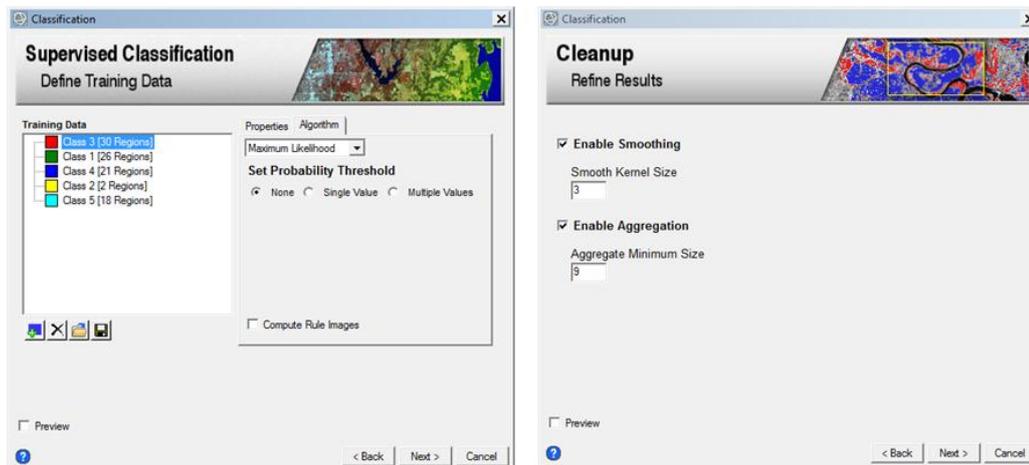
El método de clasificación por máxima probabilidad es un algoritmo de clasificación de imágenes en el que cada píxel se asigna a la clase con la que tenga una mayor probabilidad de pertenencia. Los parámetros como la media y la matriz de covarianza que emplea el modelo se obtienen a partir de las muestras de aprendizaje.

El Procedimiento de CLASIFICACIÓN SUPERVISADA en ENVI es el siguiente:



**Fig. 6.17. Herramienta Classification/Classification Workflow.**

1. Mediante la herramienta Classification/Classification Workflow primeramente seleccionamos la imagen a clasificar y la máscara de tierra (Fig. 6.17).
2. Seleccionamos la opción de usar muestras de aprendizaje (Fig. 6.17).



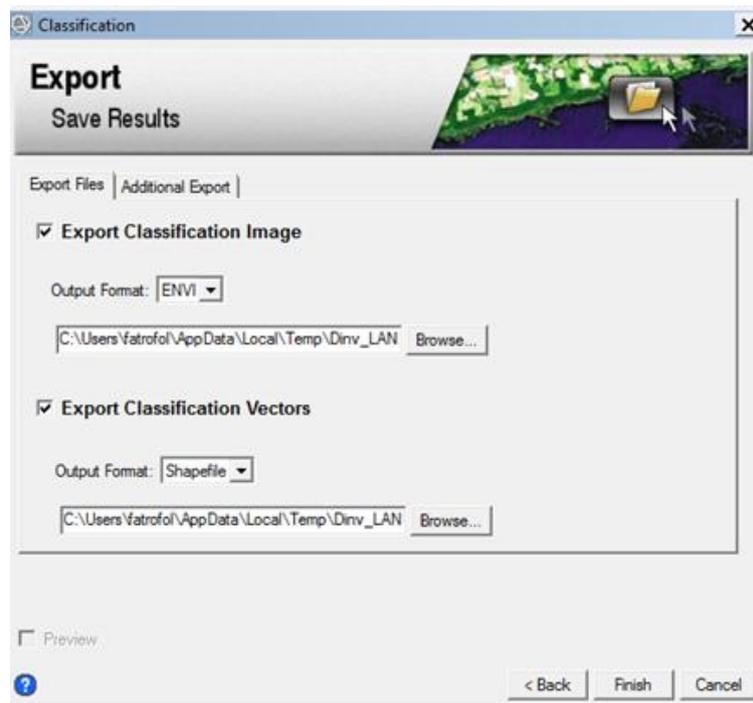
**Fig. 6.18. Fichero shape con las muestras de aprendizaje.**

3. Seleccionamos el fichero shape con las muestras de aprendizaje (Fig. 6.18 y Fig. 6.19). Si empleamos el formato shape de ESRI, debemos realizar un dissolve previamente para que cada registro de la tabla corresponda con una muestra formada por uno o varios polígonos.



**Fig. 6.19. Muestras de aprendizaje.**

4. Seleccionamos el método de clasificación (Fig. 6.18).
5. Establecemos los parámetros de filtro para suavizar el resultado y establecemos el umbral mínimo de pixel que conformarán cada región clasificada (Fig. 6.18).



**Fig. 6.20. Ficheros de salida de la imagen de clasificación.**

6. Finalmente introducimos el nombre de los ficheros de salida correspondientes con la imagen de clasificación y la vectorización de la misma (Fig. 6.20).

El resultado vectorial de la clasificación podemos mejorarlo en un entorno SIG aplicando herramientas de generalización y suavizado a los polígonos resultantes.

### 6.3.10 Generación de la máscara de tierra

En parte del proceso es necesario crear una imagen binaria que permita diferenciar el ámbito terrestre del marino. A esta imagen se le denomina máscara de tierra.

Para su generación podemos emplear los de nominados índices de agua de diferencia normalizada que permiten mediante una sencilla operación entre las bandas de una imagen multispectral la separación entre la zona terrestre y la marina.

En la imagen WorldView 2 podemos emplear la siguiente expresión:

$$WV - WI = \frac{Coastal - NIR2}{Coastal + NIR2}$$

En el caso de la imagen LANDSAT podemos emplear la expresión más general:

$$NDWI = \frac{G - NIR}{G + NIR}$$

Invirtiendo la imagen y aplicando filtros morfológicos de apertura y cierre conseguimos crear una máscara para aislar la zona terrestre de la masa de agua en el proceso de clasificación de la imagen.

### 6.3.11 FILTROS MORFOLÓGICOS EN ENVI

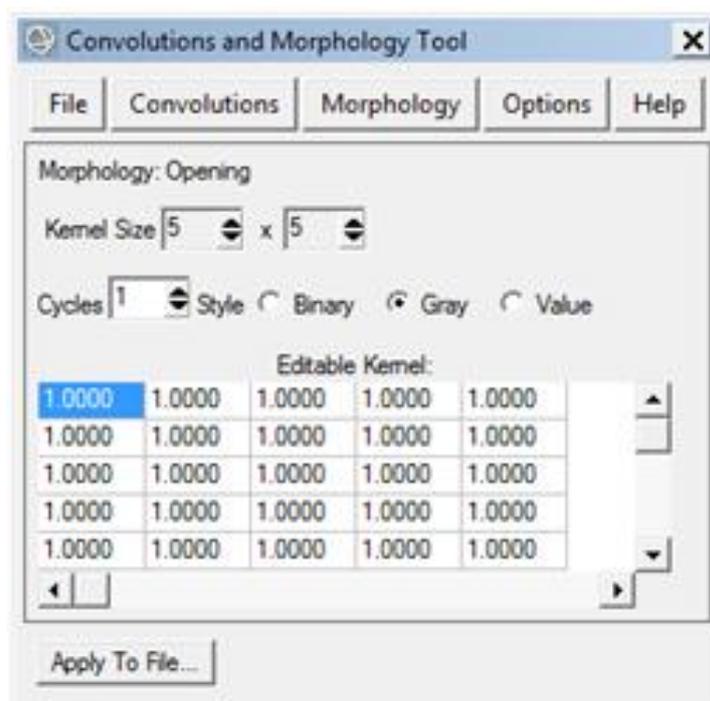


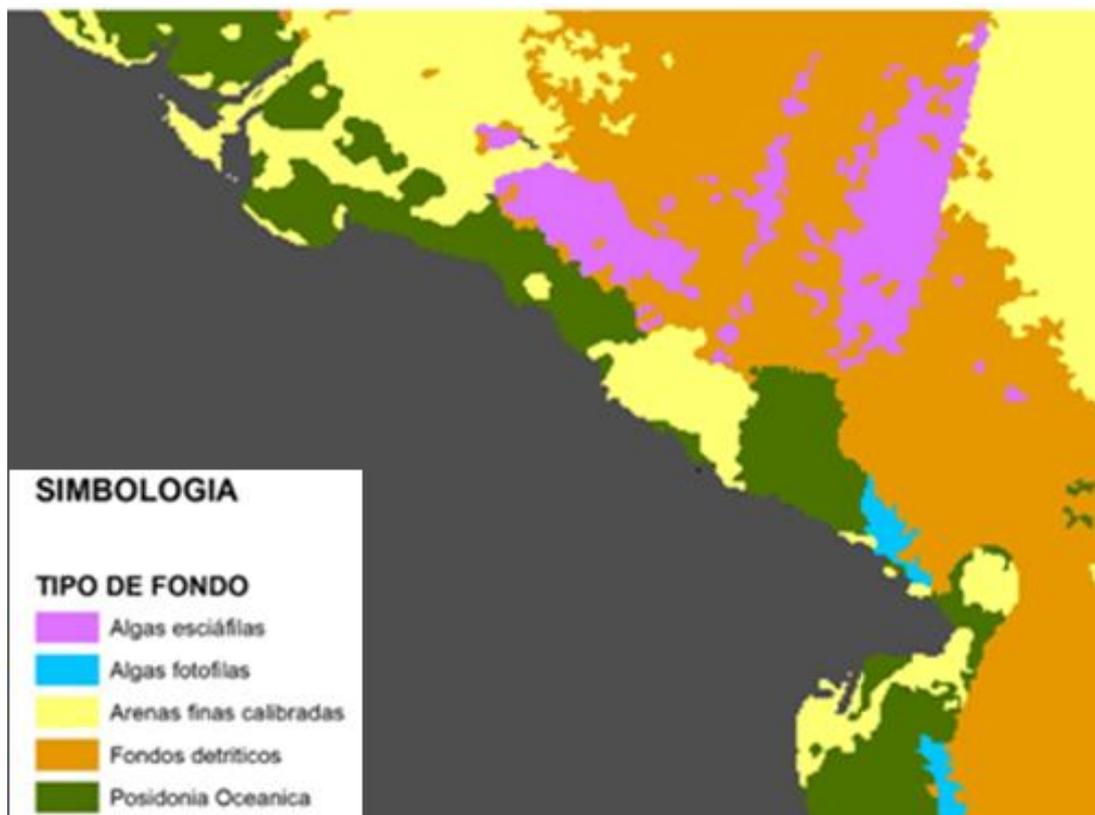
Fig. 6.21. Herramienta filter/convolutions and morphology filters.

Para aplicar filtros morfológicos en ENVI empleamos la herramienta filter/convolutions and morphology filters, podemos aplicar un filtro de apertura para eliminar pixeles aislados. Para ello definimos el tamaño de la ventana del filtro y el número de iteraciones a realizar (Fig. 6.21).

## 6.4 RESULTADOS

La comparación de los datos obtenidos con los resultados recopilados anteriormente, ha permitido validar la efectividad del procedimiento y por tanto su uso para el seguimiento de la evolución de praderas de posidonia.

Los resultados (Fig. 6.22) se han contrastado con los trabajos realizados anteriormente por la Generalitat Valenciana para la caracterización del fondo marino, empleando diferente metodologías: transectos de video, caracterización mediante personal equipado con equipos de buceo autónomo y empleo de sonar de barrido lateral.



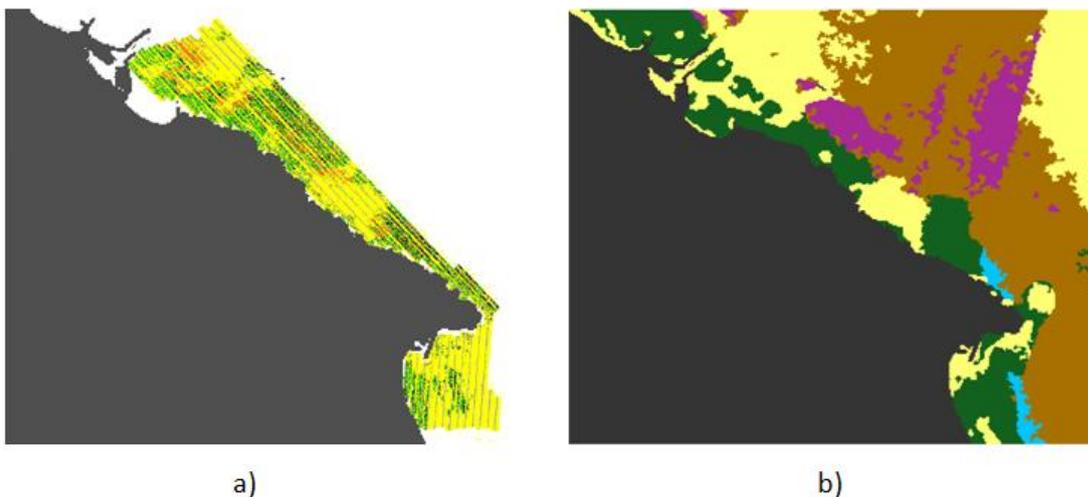
**Fig. 6.22. CLASIFICACIÓN SUPERVISADA FONDO MARINO IMAGEN LANDSAT8, Fecha de adquisición: 16.10.2013. EPSG:32631 – WGS84 / UTM ZONE 31N, Datum WGS84 UTM huso 31.**

## 6.5 DISCUSIÓN

El cartografiado de la bionomía del fondo marino y la evolución estructural de la pradera a lo largo del tiempo, implica un control y seguimiento que permitirá determinar la evolución del estado del hábitat objeto de estudio.

En el 2006, se realizó una bionomía de la zona de estudio mediante *Sonar de Barrido Lateral*, lo que permitió mejorar la zonificación de las praderas de *Posidonia oceanica*, que tal como se expuso en el documento “Caracterización del fondo marino: estudio de sistemas de prospección subacuática y comparativa de los dos sistemas utilizados en el estudio del medio biótico del cabo de San Antonio” (Enguix, A.M. 2013), supuso una clara mejora en la precisión sobre la bionomía marina del año 2002 realizada por muestreo de perfiles batimétricos.

En el informe técnico “Integración de datos sonar, posicionamiento, videos, batimetrías, muestras de sedimento y la incorporación de imágenes satelitales al análisis” (Enguix, A.M. Tronch, F.J. Moral, F. 2006), se pone de manifiesto que con el sonar de barrido lateral, las clasificaciones se realizan por interpretación visual directa y posterior digitalización manual de un operador, lo que puede implicar una gran variabilidad de un operador otro, e incluso con el mismo operador. Por lo que se implementó un método clasificación automática de imágenes sonar, obteniendo mejor precisión a la hora de asignar clases y se ofrece un nivel de detalle difícilmente alcanzable mediante la digitalización manual.



**Fig. 6.23. Comparación de clasificaciones de imágenes. a) Clasificación imagen SBL b) Clasificación imagen de índice. *Posidonia oceanica* en verde.**

Esta bionomía (Fig. 6.23,a) es la que se ha utilizado para testar los resultados obtenidos de caracterización de fondos marinos, mediante imágenes de satélite LANDSAT 8 (Fig. 6.23,b).

Otra cuestión importante es, tal como hemos podido comprobar en los trabajos realizados, con profundidades de menos de 3 metros y en zonas próximas a la costa, el Sonar de Barrido Lateral resulta inoperativo, no pudiendo constatarse en las condiciones anteriores la existencia praderas de *Posidonia oceanica*. En consecuencia se hace necesario un medio alternativo que nos permita la cartografía de la bionomía marina de estas zonas.

## **6.6 CONCLUSIONES**

Se puede afirmar que la metodología empleada es correcta ya que los resultados obtenidos se han validado a partir de datos ya recopilados y validados. El empleo de la corrección de la columna de agua mejora notablemente la clasificación de los fondos marinos permitiendo la clasificación del fondo en profundidades superiores a 20 metros. La utilización de imágenes Landsat 8 en vez de imágenes registradas con Sonar de Barrido Lateral, permite un menor tiempo de postprocesado de la imagen resultante de la clasificación al no tener efectos como la sombra de la huella del transductor del sonar y mejora el cartografiado de las comunidades bionómicas.

Para realizar la caracterización del fondo marino a partir de imágenes de satélite se debe emplear imágenes que se adapten a las necesidades del caso de estudio. Los criterios de transparencia del agua y condiciones meteorológicas en el momento de la adquisición de la imagen condicionarán el resultado obtenido.

La resolución espacial de las imágenes Landsat 8 es menor que la ofrecida por otros satélites comerciales como SPOT, WorldView 2, WorldView 3, etc, pero suficiente para la realización de estudios de evolución de las praderas de *Posidonia oceanica* en los ámbitos de las reservas marinas naturales de la Comunidad Valenciana. No obstante, el sensor OLI de Landsat 8 pertenece a una nueva generación de sensores que presenta menor ruido térmico que sus predecesores. La alta relación señal ruido de este sensor permite su uso para el estudio de masas de agua tanto continentales como oceánicas, lo cual, unido a la alta resolución temporal y el coste nulo de las imágenes

por tratarse de un satélite público, hacen de esta fuente de datos una plataforma idónea para este tipo de estudios.

Se puede afirmar que los resultados obtenidos son comparables a los obtenidos por Sonar de Barrido Lateral hasta profundidades superiores a los 20 metros, que es la profundidad máxima con datos de prospección. El único punto donde se ha observado diferencias respecto al anterior trabajo realizado mediante Sonar de Barrido Lateral, es en el entorno sur del puerto de Xàbia. En esta zona se observa una mayor extensión de la pradera de *Posidonia oceánica*. Para comprobar dicho avance se deberían realizar prospecciones submarinas en la zona.

A la finalización del presente estudio, son varias las líneas de investigación abiertas en la utilización de imágenes de satélite: el empleo de técnicas de segmentación específicas como ayuda a la clasificación de la imagen, el estudio de la capacidad de diferenciar diferentes estados de conservación dentro de la comunidad de *Posidonia oceanica* y el estudio de los estados de desarrollo fenológico.

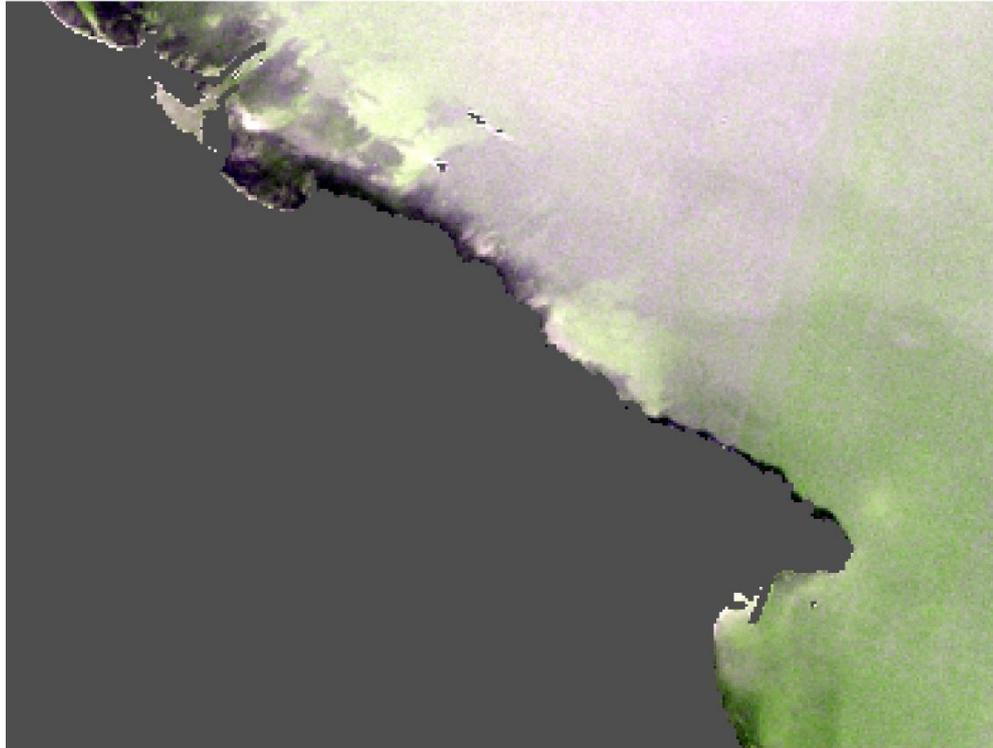
## **6.7 ANEJO. IMAGENES Y RESULTADOS**



IMAGEN LANDSAT 8 - ESCALA 1:70.000 (RGB 432)



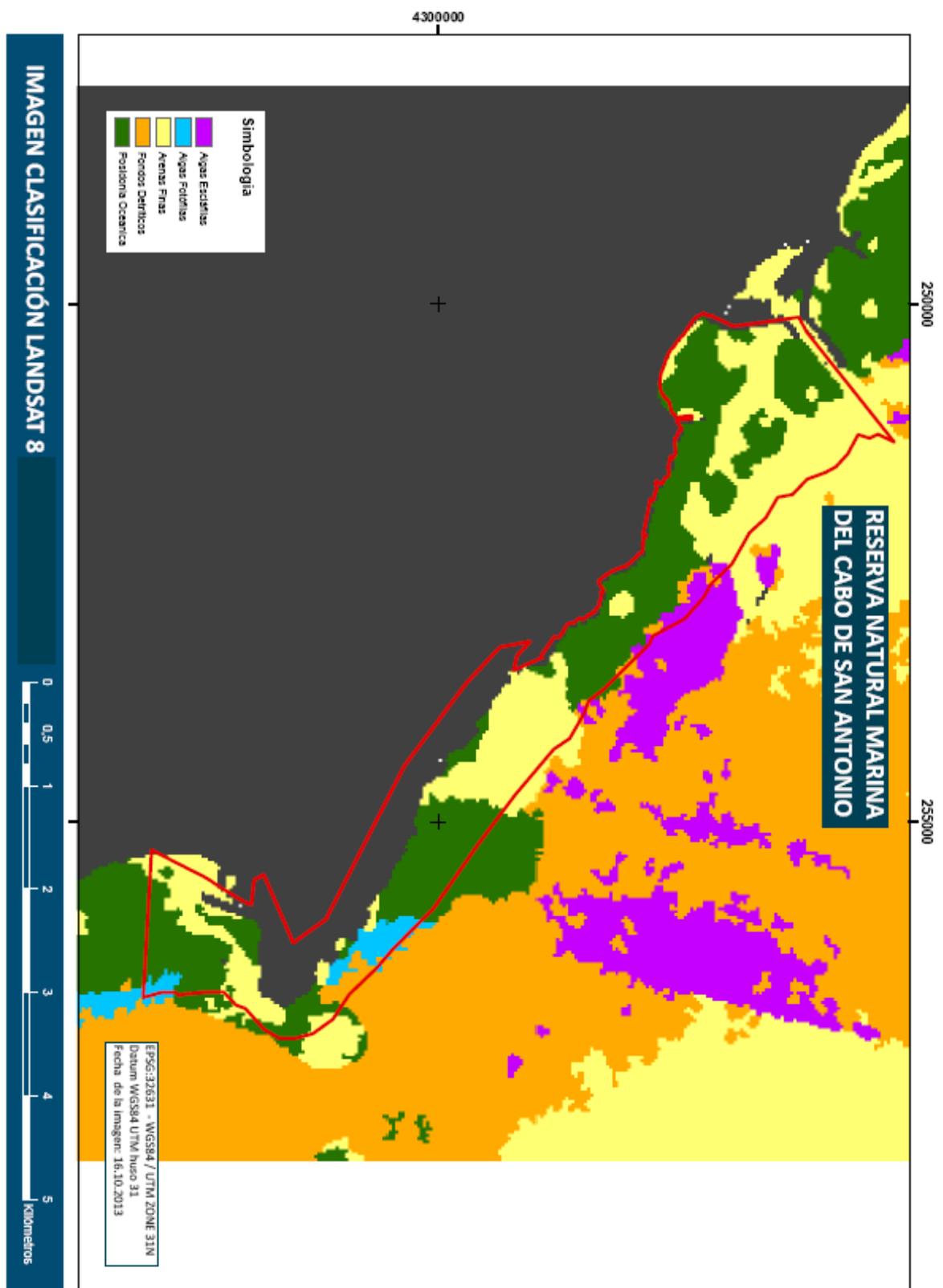
IMAGEN LANDSAT 8 - ESCALA 1:70.000 (nIRGB 532)



**IMAGEN ÍNDICE INDEPENDIENTE PROFUNDIDAD - ESCALA 1:60.000**



**MÁSCARA DE TIERRA - ESCALA 1:60.000**



**BIONOMIA RESERVA NATURAL MARINA DEL CABO DE SAN ANTONIO**

4300000

250000

255000

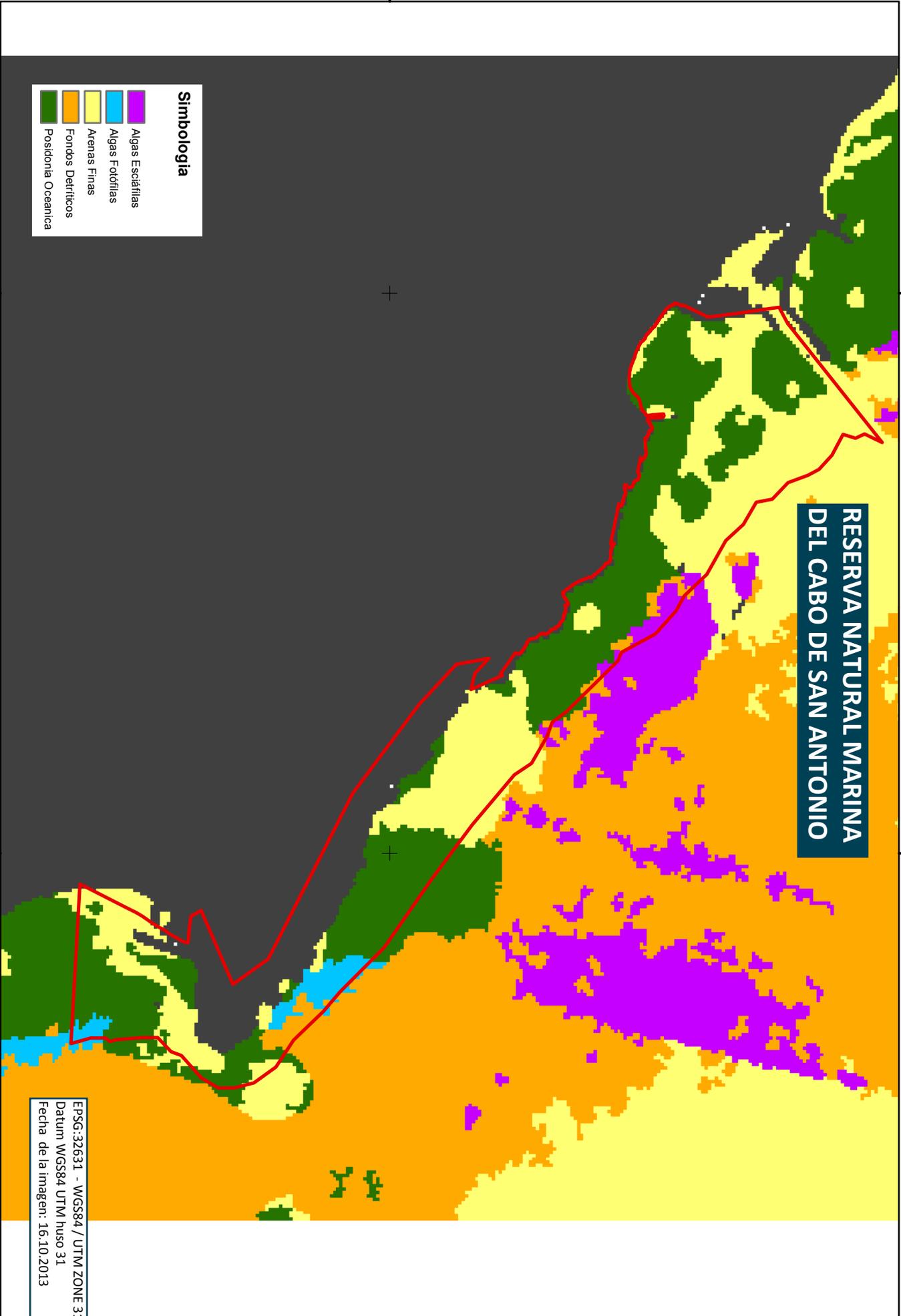
# RESERVA NATURAL MARINA DEL CABO DE SAN ANTONIO

**Simbología**

- Algas Escárfilas
- Algas Fotófilas
- Arenas Finas
- Fondos Detríticos
- Posidonia Oceanica

EPSG:32631 - WGS84 / UTM ZONE 31N  
 Datum WGS84 UTM huso 31  
 Fecha de la imagen: 16.10.2013

IMAGEN CLASIFICACIÓN LANDSAT 8 - ESCALA 1:45.000





## **6.8 ANEJO. SCRIPT CORRECCIÓN DESTELLO SOLAR**

```

;=====
; Sun glint removal script.
;
; Copyright (c) 2012 Luke Pinner
; Permission is hereby granted, free of charge, to any person obtaining a
; copy of this software and associated documentation files (the "Software"),
; to deal in the Software without restriction, including without limitation
; the rights to use, copy, modify, merge, publish, distribute, sublicense,
; and/or sell copies of the Software, and to permit persons to whom the
Software
; is furnished to do so, subject to the following conditions:
; The above copyright notice and this permission notice shall be included
; in all copies or substantial portions of the Software.
; THE SOFTWARE IS PROVIDED "AS IS", WITHOUT WARRANTY OF ANY KIND, EXPRESS OR
; IMPLIED, INCLUDING BUT NOT LIMITED TO THE WARRANTIES OF MERCHANTABILITY,
; FITNESS FOR A PARTICULAR PURPOSE AND NONINFRINGEMENT. IN NO EVENT SHALL THE
; AUTHORS OR COPYRIGHT HOLDERS BE LIABLE FOR ANY CLAIM, DAMAGES OR OTHER
LIABILITY,
; WHETHER IN AN ACTION OF CONTRACT, TORT OR OTHERWISE, ARISING FROM, OUT OF
OR IN
; CONNECTION WITH THE SOFTWARE OR THE USE OR OTHER DEALINGS IN THE SOFTWARE.
;
; Reference:
; Hedley, JD, Harborne, AR and Mumby PJ (2005)
; Simple and robust removal of sun glint for mapping shallow-water
benthos
; International Journal of Remote Sensing 26 (10), pp 2107-2112.
;
; Notes:
; If you have any land in your image, this method will make it look
terrible.
; As is stated in Hedley et al. (2005): "the algorithm is valid only for
submerged pixels".
;
; Only run this tool prior to pansharpening as:
; a. You must be able to fit the entire image in memory
; b. It will take a lot longer otherwise...
;
; Installation:
; Copy deglint.sav to the ENVI "save_add" directory:
; ENVI 4.8 - C:\Program Files\ITT\IDL\IDL80\products\envi48\save_add
; ENVI 5.0 (Classic) - C:\Program Files\Exelis\ENVI50\classic\save_add
; Next time you start ENVI 4.8 or ENVI 5.0 (Classic) there will be a
"Deglint"
; tool in the Spectral menu.
;
; Usage:
; Open and display the image you want to deglint. Start the ROI tool and
define
; an ROI containing a number of samples of areas of deep water.
; Select the "Spectral"->"Deglint" menu option and follow the prompts.
;
; Compiled to .sav with:
; .full_reset_session
; resolve_all, /continue_on_error
; linfit ;needed so linfit.pro compiles into the save file and runs in ENVI
runtime.
; .compile '<path>\deglint.pro'
; save, file='<path>\deglint.sav', /routines
;
;=====
PRO DEGLINT_DEFINE_BUTTONS, buttonInfo
compile_opt IDL2
envi_define_menu button, buttonInfo, $
value = 'Deglint', uvalue = 'Deglint', $
event_pro = 'DEGLINT', $
ref_value = 'Spectral', position = 'last'
END

```

```

PRO DEGLINT_MODIFICADO,arg
compile_opt IDL2

;near infrared wavelength min/max
nir=[0.75,0.90]

;wavelengths
wlname=['um','nm','v','GHz','MHz','Index','Unknown']

;get a file
ENVI_SELECT, fid=fid, pos=pos, dims=dims, title='File to deglint',
/no_dims, /no_spec
if (fid[0] eq -1) then return

;get file info, particularly bandnames and wavelengths
;envi_file_query, fid, bnames=bnames,wl=wl
envi_file_query, fid, bbl=bbl, bnames=bnames, $
class_names=class_names, $
data_gains=data_gains, $
data_ignore_value=data_ignore_value, $
data_offsets=data_offsets, $
def_stretch=def_stretch, $
descrip=descrip, $
file_type=file_type, $
fwhm=fwhm, $
reflectance_scale_factor=rfs, $
sensor_type=sensor_type, $
spec_names=spec_names, $
wavelength_units=wavelength_units, $
wl=wl, $
xstart=xstart, $
ystart=ystart

;Default band number for NIR band selection
if (fwhm[0] eq -1) then begin
nirband = where(wl ge nir[0] and wl le nir[1])
endif else begin
nirband = where(wl ge (nir[0]-fwhm) and wl le (nir[1]+fwhm))
endelse

;Get a ROI that is a sample of deep water
roi_ids = envi_get_roi_ids(fid=fid,roi_names=roi_names)
if (roi_ids[0] eq -1)then begin
envi_report_error, 'No ROIs found! Create ROIs containing selected
deep water areas and try again.'
return
endif

;set up widgets
base = widget_auto_base(title='Deglint water')
scol = widget_base(base, /column)
srow = widget_base(scol, /row)
wss = widget_slabel(srow, prompt='NIR band:',XSIZE=15)
wb = widget_pmenu(srow, list=bnames+'
['+string(wl,format='(D0.2)')+wlname[0]+''], $
uvalue='nirband',default=max([0,nirband[0]]), /auto)
srow = widget_base(scol, /row)
wss = widget_slabel(srow, prompt='Deep water ROI:',XSIZE=15,/frame)
wr = widget_pmenu(srow, list=roi_names, uvalue='roi_id',default=0, /auto)
wo = widget_outfm(base, uvalue='outf', /auto)

result=auto_wid_mng(base)
if (result.accept eq 0) then return
nirband=result.nirband
roi_id=roi_ids[result.roi_id]
in_memory=result.outf.in_memory
filename=result.outf.name

```

```

ENVI_GET_ROI_INFORMATION, roi_id,npts=npts
if (npts eq 0) then begin
    envi_report_error, 'No ROIs found! Create ROIs containing selected
deep water areas and try again.'
    return
endif

;Get NIR sample and data
nirs = ENVI_GET_ROI_DATA(roi_id, FID=fid[0], pos=nirband)
nird = ENVI_GET_DATA(FID=fid, pos=nirband,dims=dims)
d=size(nirs,/dim)
i=where(nirs gt 0)
o=where(nird eq 0)
m=min(nirs[i])
out=0
print, 'Minimum sampled NIR',m
print, 'Size',d

foreach b, pos do begin
    sample = ENVI_GET_ROI_DATA(roi_id, FID=fid, pos=b)
    data = ENVI_GET_DATA(FID=fid, pos=b, dims=dims)

    print, 'Processing band',b+1

    r=linfit(nirs[i],sample[i])
    deglint=(data - r[1] * (nird - m))
    print, 'Linefit: ',r
    deglint[o]=0
    neg=where(deglint lt 0)
    deglint[neg]=0

    if size(out, /n_dimensions) eq 0 then
        out=temporary(deglint)
    else
        out=[[temporary(out)],[[temporary(deglint)]]]
endif

image to stack
out=([[temporary(out)],[[temporary(deglint)]]]

endifeach

map_info=envi_get_map_info(fid=fid)
def_stretch=envi_default_stretch_create(/linear, vall=0, val2=255)

if (in_memory eq 1) then begin
    envi_enter_data, out, bbl=bbl, bnames=bnames,
        class_names=class_names,
        data_gains=data_gains,
        data_ignore_value=data_ignore_value,
        data_offsets=data_offsets,
        descrip=descrip,
        file_type=file_type,
        fwhm=fwhm,
        reflectance_scale_factor=rfs,
        sensor_type=sensor_type,
        spec_names=spec_names,
        wavelength_units=wavelength_units,
        wl=wl,
        xstart=xstart,
        ystart=ystart,
        def_stretch=def_stretch,
        map_info=map_info
endif else begin
    envi_write_envi_file, out, bbl=bbl, bnames=bnames,
        class_names=class_names,
        data_gains=data_gains,
        data_ignore_value=data_ignore_value,
        data_offsets=data_offsets,

```

```

        descrip=descrip,          $
        file_type=file_type,     $
        fwhm=fwhm,              $
        reflectance_scale_factor=rfs, $
        sensor_type=sensor_type, $
        spec_names=spec_names,   $
        wavelength_units=wavelength_units, $
        wl=wl,                   $
        xstart=xstart,          $
        ystart=ystart,          $
        def_stretch=def_stretch, $
        map_info=map_info,      $
        out_name=filename

    endelse

    print, 'done'

END
;
;;Save the code to a file with a ".pro" extension
;;Start "ENVI + IDL" (not ENVI)
;;Load your WV2 image into ENVI.
;;In the main ENVI toolbar click File-> Export to IDL variable and export the
WV2 as variable called "data"
;;Create an ROI of a variety of deep ocean areas
;;In the ROI tool dialog, select File->Subset data via ROIs
;;In the main ENVI toolbar click File-> Export to IDL variable and export the
subset as variable called "samples"
;
;nirs=samples[*,*,6] ;NIR sample band, only appropriate for DG WV2 8 band
;nird=data[*,*,6]
;d=size(nirs,/dim)
;i=where(nirs gt 0)
;o=where(nird eq 0)
;m=min(nirs[i])
;out=0
;print, 'Minimum sampled NIR',m
;print, 'Size',d
;
;;foreach b, bindgen(6) do begin ;Only process bands 1-6. No point applying to
NIR 1 & 2 (band 7 & 8)
;foreach b, bindgen(8) do begin ;Process all bands even though there's no
point applying to NIR 1 & 2 (band 7 & 8)
;
;                               ;as it makes it easier to import header info
from original file
;   print, 'Processing band',b+1
;
;   band=samples[*,*,b]
;   r=linfit(nirs[i],band[i])
;   band=data[*,*,b]
;   deglint=long(band - r[1] * (nird - m)+0.5)
;
;   deglint[o]=0
;   if size(out, /n_dimensions) eq 0 then          $ ;Image stack
doesn't exist yet
;       out=temporary(deglint)                    $
;   else                                           $ ;Concatenate
image to stack
;       out=[[temporary(out)],[[temporary(deglint)]]]
;
;endforeach
;
;print, 'done'
;end

```



## **7 DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES**

### **7.1 DISCUSIÓN LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN**

#### **7.1.1 DISCUSIÓN CARTOGRAFIADO Y CATALOGACIÓN DEL TIPO DE HÁBITAT 1120\***

En este apartado en particular se ha pretendido analizar la viabilidad de nuevas metodologías para el cartografiado de las praderas de *Posidonia oceanica*, teniendo en cuenta la especial dificultad de las prospecciones y cartografiados submarinos.

Para ello, en primer lugar, para los sonogramas del Sonar de Barrido Lateral, se ha desarrollado un método de caracterización de fondos marinos mediante un procedimiento de clasificación automática, basado en técnicas de análisis de texturas para extraer la mayor cantidad de información posible a los datos proporcionados por el sonar. Con ello, se han mejorado cualitativa y cuantitativamente los métodos de clasificación tradicionales mediante la interpretación visual directa y posterior digitalización manual.

Pero la clasificación a partir de texturas no es perfecta, como hemos visto en el análisis de resultados, se producen errores de clasificación que no están directamente relacionados con el clasificador sino con la respuesta de la señal sonar, es decir, que clases distintas pueden tener las mismas respuestas espectrales del sonar.

Computando la precisión global podríamos decir que el error en las muestras es de un máximo del 10%, considerando así una buena clasificación.

En zonas costeras someras, se ha podido constatar la ineficacia del Sonar de Barrido Lateral, por lo que se han probado varios sensores ópticos para el cartografiado de estas zonas de poca profundidad. De este modo se han realizado clasificaciones de tipos de fondo a partir de imágenes procedentes de ortofotos del ICV, imágenes Quickbird e imágenes Landsat ETM+.

En cuanto al análisis de estos sensores debemos considerar tres aspectos fundamentales: la resolución espacial, las bandas empleadas para el análisis y la calidad de la iluminación sobre la escena.

Con respecto a la resolución espacial, se concluye que las ortofotos e imágenes Quickbird son aptas para este tipo de caracterización, con una resolución espacial muy similar (0.5 m de ortofotos frente 0.6 m de Quickbird) y el mosaico Landsat ETM+ de 15 metros de resolución se muestra incapaz de distinguir entre pequeñas estructuras costeras.

En cuanto a las bandas espectrales sabemos que a menor longitud de onda de la banda mayor penetración en el agua, por tanto el espectro visible es el más indicado para el cartografiado de zonas someras y de nuevo el mosaico ETM+ está muy limitado en este sentido. Resultando la principal diferencia entre Quickbird y la ortofoto que esta última no contiene los datos de la banda del infrarrojo próximo, si bien tras el análisis de los datos, esta banda no se muestra de especial importancia por su escasa penetración.

Una vez descartadas las imágenes del ETM+, la calidad de la iluminación sobre la escena será realmente la que marque la diferencia, ya que debido, entre otros factores, a la distancia de toma de las imágenes, las ortofotos no garantizan una iluminación constante de la imagen, lo que hemos visto que provoca discrepancias en la clasificación, por su parte, las escenas Quickbird tienen los factores de iluminación y distorsiones radiométricas muy controladas, mostrándose más eficaces a la hora la caracterizar fondos someros. De manera que en el caso de Ifac, se detecta el límite de la *Posidonia oceanica* a profundidades de 11 metros siempre que la diferencia espectral sea significativa.

Parece lógico pensar que si logramos superar los problemas de los puntos anteriores, se puede llegar a analizar profundidades superiores a los 20 metros, con lo que tendríamos un medio adecuado para la prospección del fondo marino en cuanto a los ecosistemas presentes en él se refiere.

Para esta nueva investigación, es fundamental el empleo de la corrección de la columna de agua, que mejora notablemente la clasificación de los fondos, permitiendo la clasificación de los mismos en profundidades superiores a 20 metros.

Los estudios se han realizado con la imagen de Landsat 8 y con la imagen WorldView 2, más modernas que las empleadas en el caso anterior.

La clasificación final se ha realizado únicamente con la imagen de índices de Landsat 8, ya que al procesar la imagen WorldView 2, aunque se han podido calcular

correctamente los coeficientes de atenuación, se ha observado que algunas zonas de la imagen están saturadas, sobre todo, a partir de 10 metros de profundidad. En el caso de la imagen Landsat 8 se ha seleccionado la imagen que más se adaptaba al objeto del estudio dentro del rango temporal establecido.

Consecuentemente para realizar la caracterización del fondo marino mediante análisis satelital se debe emplear imágenes que se adapten a las necesidades del caso de estudio. Los criterios de transparencia del agua y condiciones meteorológicas en el momento de la adquisición de la imagen condicionarán el resultado obtenido.

La resolución espacial de las imágenes Landsat 8 es menor que la ofrecida por otros satélites comerciales como SPOT, WorldView 2, WorldView 3, etc., pero suficiente para la realización de estudios de evolución de las praderas de Posidonia oceanica en los ámbitos de las reservas marinas naturales de la Comunidad Valenciana. La alta relación señal/ruido de este sensor, permite su uso para el estudio de masas de agua, lo que unido a la alta periodicidad temporal y el coste nulo de las imágenes por tratarse de un satélite público, hacen de esta fuente de datos una plataforma idónea para este tipo de estudios.

Se puede afirmar que los resultados obtenidos son comparables a los obtenidos por Sonar de Barrido Lateral hasta profundidades superiores a los 20 metros, que es la profundidad máxima con datos de prospección. El único punto donde se ha observado diferencias respecto al anterior trabajo realizado mediante Sonar de Barrido Lateral, es en el entorno sur del puerto de Xàbia. En esta zona se observa una mayor extensión de la pradera de Posidonia oceánica. Para comprobar dicho avance se deberían realizar prospecciones submarinas en la zona.

### **7.1.2 DISCUSIÓN DESARROLLO Y VALIDACIÓN DE INDICADORES DE ESTADO DE CONSERVACIÓN, ESTRUCTURA Y FUNCIÓN DEL TIPO DE HÁBITAT 1120\*.**

Se han estudiado dos parámetros de medición anual, obligatoria según normativa europea, la cobertura del sustrato por los rizomas y la densidad de haces. Según la clasificación global establecida por Pergent et al. (1995), basada en la densidad de haces de *P. oceanica* según la profundidad a la que se miden, los valores obtenidos en todas las zonas de muestreo determinan un estado favorable de conservación, asignando la

categoría “alta” a la densidad registrada. Los datos obtenidos de cobertura de rizomas denotan la existencia de praderas homogéneas y han permitido detectar la presencia de parches de distinta extensión y algunas zonas con mata muerta.

También se han detectado otras zonas con praderas de *P. oceanica* que no gozan de buen estado de conservación, con elevada fragmentación, grandes áreas de mata muerta y baja densidad de haces.

El seguimiento periódico de *P. oceanica* en la Cala del Pope se han realizado registro de datos de cuatro años, del 2010 al 2013, existiendo un registro el año 2006 anterior a la colocación de los fondeos “ecológicos”.

Durante los cuatro años de muestreo, del 2010 al 2013, se observan pequeños incrementos en la densidad de haces y cobertura de sustrato, existiendo una clara correlación lineal positiva ( $R^2 = 0,5907$  y  $R^2 = 0,7595$  respectivamente) de los mismos y la serie temporal. Esta mejora de las praderas de posidonia, puede considerarse como tendencia, por lo que en años posteriores a los estudiados la mejora progresiva de la pradera debe haberse mantenido. En el caso de la densidad de haces medida en estaciones fijas, al analizarlo de forma general, parece observarse un levísimo aumento, la tendencia es por tanto similar al resto de los muestreos, si bien algo menor.

En cualquier caso, entendemos que la mejora progresiva del estado de la pradera de posidonia será cada vez menor hasta estabilizarse.

Al añadir al estudio el muestreo realizado en el 2006, vemos que existe una clara correlación lineal positiva de los descriptores ( $R^2 = 0,9105$  cobertura,  $R^2 = 0,9299$  densidad) y la serie temporal, constatándose que se ha producido una notable mejora de los indicadores de salud de la pradera, aumentando a más del doble en la densidad de haces y en una cantidad algo menos el porcentaje de cobertura de sustrato, desde la instalación de los fondeos “ecológicos”.

En el grafico correspondiente a la relación densidad media de haces/cobertura media de sustrato, se muestra que existe una más que clara correlación lineal de los descriptores ( $R^2 = 0,9668$ ).

Por ultimo en los gráficos de los descriptores/profundidad, se puede observar una pequeña correlación lineal de los descriptores ( $R^2 = 0,2194$  cobertura y  $R^2 = 0,1893$  densidad) y la profundidad, lo que nos indica que si bien es un factor que influye en la

variabilidad de los descriptores, no es el único y habría que considerar otros como turbidez, corrientes, nutrientes, competencia con otros organismos, etc.

### **7.1.3 DISCUSIÓN PERSPECTIVAS DEL EFECTO DEL CALENTAMIENTO GLOBAL EN LAS PRADERAS DE POSIDONIA OCEANICA.**

Durante los meses de junio de 2012 a abril 2013, se han llevado a cabo los censos de *Pinna nobilis*, localizando algunas zonas con elevada concentración de estos organismos, lo que denota una distribución agregada.

En la Sierra de Irta, contra lo esperado, se han encontrado densidades altas de *P. nobilis* (3,53 ind./100m<sup>2</sup>), ya que siendo una zona de poca profundidad donde se localizan las praderas de *P. oceanica* y estando totalmente expuesta al oleaje, era poco probable encontrar individuos de esta especie.

Se ha observado que los individuos presentan una talla media de 28,04 cm de altura total y está en general, gran parte de la misma inserta en el sustrato. La talla máxima obtenida en un ejemplar ha sido de 40,15 cm.

Destaca la ausencia de individuos tanto de pequeño como de gran tamaño. El primer caso puede deberse a problemas en el reclutamiento larvario, causado probablemente por la degradación de zonas próximas que podían exportar larvas y por la dificultad de establecimiento de las larvas, ya que su fijación se puede ver limitada por el hidrodinamismo en esta zona tan somera. En segundo lugar, la ausencia de individuos de gran porte puede deberse a que no resistan la fuerza del hidrodinamismo y se acaban desprendiendo.

La orientación de las valvas se da mayoritariamente hacia los 70° y 120°, pudiendo ser en una zona de poca profundidad como esta, un factor limitante en la supervivencia de cada ejemplar, ya que determina menos resistencia al hidrodinamismo producido por los temporales de levante.

En el Cabo de San Antonio, las densidades encontradas han sido menores (3,75, 3,18 y 2,50 ind./100m<sup>2</sup>, en cada una de las zonas de muestreo) y aunque se detectan individuos de gran tamaño (69,83 cm de altura total), existen porcentajes elevados de individuos muertos y con fracturas en las valvas, algunos aún insertos en el sustrato y

otros arrancados del mismo a causa, posiblemente, del efecto de anclas y cadenas, ya que se ha observado durante el verano, un gran número de embarcaciones fondeadas fuera de las zonas habilitadas para ello.

La talla media registrada para toda esta área de estudio es de 28,33 cm. En la distribución de tallas destaca la ausencia de individuos de gran tamaño, pudiéndose deber a los efectos del fondeo incontrolado, la contaminación de emisarios próximos en esta zona o incluso a la extracción por su valor ornamental. Se han detectado bastantes individuos de talla pequeña con lo que parece que el reclutamiento no se está viendo afectado negativamente por ningún factor ambiental.

En Serra Gelada, se presentan las mayores densidades, 9,55 ind./100m<sup>2</sup> en la zona de la Olla, así como los individuos de mayor tamaño, hasta 73,31 cm de altura total.

Los porcentajes más elevados de individuos muertos aparecen en la Mina y la Olla (41,66% y 33,33% de individuos muertos, respectivamente), que es donde mayor afluencia de embarcaciones con fondeo irregular se ha observado.

Por último, en la Mitjana, el total de los individuos presentaba buen estado de conservación. La distribución de tallas es amplia y se observan tanto individuos de pequeño como de gran tamaño. Es el área de estudio donde se han detectado los individuos de mayor tamaño, algunos de ellos muertos, por lo que es probable que se esté produciendo algún tipo de agresión antrópica, como el fondeo irregular o contaminación, que esté mermando la población adulta de esta especie.

#### **7.1.4 DISCUSIÓN EFECTO DE LAS ESPECIES INVASORAS.**

La expansión del área de distribución del alga invasora *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* en el litoral de la Comunidad Valenciana, indica que el avance a lo largo de la costa levantina española ha continuado en dirección sur-oeste.

Las primeras citas de se dieron en el puerto de Castellón en 1999, desde aquí, alcanzó en pocos años la costa de Valenciana y Alicante. Los fondos colonizados por el alga invasora pueden haber sido por la dispersión pasiva de los propágulos propiciados por las corrientes predominantes en la zona. También el carácter aislado y discontinuo que presentan las poblaciones de *C. racemosa* a lo largo de la costa, se puede relacionar

con vectores de naturaleza antrópicas, como son la pesca artesanal, pesca de arrastre y el fondeo de embarcaciones de recreo.

La ausencia de *C. racemosa* en la Reserva natural marina de Irta puede deberse a que el sustrato predominante son de origen terrígeno por la influencia del delta del Ebro constituyendo predominantemente fondos blandos y fuerte hidrodinamismo por lo que el alga no puede fijarse.

Las nuevas localizaciones donde se ha encontrado la dispersión de *C. racemosa*, zona de la punta de cabo de San Antonio y la zona de Les Rotes, (ambas en la Reserva Marina Natural del Cabo de San Antonio.)

Para el ciclo estacional de *C. racemosa* en las áreas de estudio del Cabo de San Antonio y Serra Gelada, se constató un máximo crecimiento desde el verano a otoño, una drástica regresión durante el invierno y la recuperación del crecimiento en primavera.

Considerando cada una de las áreas de estudio de forma global, el patrón estacional tiene ciertas diferencias según la zona de muestreo.

En Muntañar, mediante observaciones preliminares antes del inicio del estudio, se detectó presencia considerable de *C. racemosa*, siendo esta prácticamente despreciable durante los primeros muestreos en otoño de 2011.

En el resto de zonas de muestreo (Pope, Mina y Mitjana) se distingue el patrón estacional típico, más o menos marcado según el caso, propio de zonas invadidas durante años, no habiéndose detectado durante el invierno en Mina y Muntañar,

En Mitjana, el patrón estacional no parece cumplirse durante la primavera, no detectándose un incremento de cobertura con respecto al invierno. Puesto que la invasión del alga en esta zona no produce elevadas coberturas y la distribución es mediante formación de manchas.

De forma general, en ambas áreas de estudio, aunque más marcado en el caso de Serra Gelada, se observa una elevada cobertura al inicio del estudio durante otoño de 2011, mayor que en esta misma estación en 2012.

En cuanto a la naturaleza del sustrato de asentamiento, se ha podido determinar marcadas diferencias en la vulnerabilidad a la invasión del alga. Los porcentajes de cobertura más elevados se han registrado sobre sustrato rocoso (ROCA), márgenes de

pradera de *P. oceanica* (MPO) y mata muerta de *P. oceanica* (MATTE). Los más bajos, se han observado en fondos arenosos (ARENA) y *P. oceanica* (PO), indicando una alta resistencia a la invasión.

Como se ha observado, para todos los tipos de sustrato la cobertura media de *C. racemosa* es mayor en las mediciones tomadas en el Cabo de San Antonio, excepto para los sustrato MPO y PO, en los que es mayor en el área de estudio de Serra Gelada.

En Serra Gelada, estadísticamente, el sustrato rocoso es el más afectado por la colonización de *C. racemosa*, aunque según las observaciones, también MATTE Y MPO presentan niveles altos de cobertura del alga.

En la zona de muestreo de Mascarat no se detecta la presencia del alga. En Mitjana y Mina se ha detectado presencia de *C. racemosa* dentro de las praderas de *P. oceanica* y en sus márgenes.

En el Cabo de San Antonio, los sustratos MATTE y ROCA presentan la mayor vulnerabilidad a la invasión de *C. racemosa*, mientras que las bajas coberturas encontradas en PO y ARENA son significativamente menores.

En Rotes, *C. racemosa* ha colonizado el sustrato rocoso durante este estudio, cubriendo una escasa superficie expuesta al oleaje sin comunidades algales demasiado complejas.

En la zona de Pope, se han detectado grandes extensiones de MATTE y ROCA altamente colonizadas, aunque no tanto en MPO. Estos tipos de sustrato proporcionan buenos puntos de anclaje a los rizoides de *C. racemosa*, lo que le permite resistir las fuerzas hidrodinámicas.

En Muntañar, la dispersión de *C. racemosa* se muestra muy heterogénea, no respondiendo a los patrones estacionales y de colonización del sustrato de una forma tan clara como la mayoría de zonas de muestreo, encontrándose prácticamente ausente después del verano.

La profundidad no ha sido una variable determinante en la frecuencia de aparición de *C. racemosa* durante el estudio, probablemente debido a que el rango de profundidades consideradas en una misma zona es bastante reducido.

## **7.2 CONCLUSIONES POR LÍNEA DE INVESTIGACIÓN**

### **7.2.1 CONCLUSIONES CARTOGRAFIADO Y CATALOGACIÓN DEL TIPO DE HÁBITAT 1120\***

Se ha realizado la caracterización de fondos marinos con prospecciones de Sonar de Barrido Lateral, analizando los sonogramas mediante un procedimiento de clasificación automática, Esta metodología mejora cuantitativa y cualitativamente los resultados de las clasificaciones tradicionales manuales, ofreciendo resultados de mayor calidad y con mejores tiempos de procesado. El procedimiento de clasificación automática produce resultados de mayor resolución y eficacia.

Pero, tal y como hemos podido comprobar en los trabajos realizados, con profundidades de menos de 3 metros y en zonas próximas a la costa, el Sonar de Barrido Lateral resulta inoperativo, no pudiendo constatarse en las condiciones anteriores la existencia praderas de Posidonia.

En consecuencia se hace necesario un medio alternativo que nos permita el cartografiado de la bionomía marina de zonas someras, para ello se realizaron clasificaciones de tipos de fondo de escasa profundidad, a partir de imágenes procedentes de ortofotos del ICV, imágenes Quickbird e imágenes Landsat ETM+.

Llegándose a la conclusión que las imágenes Quickbird, son de entre las analizadas, las más adecuadas, ya que con respecto a la resolución espacial son aptas para este tipo de caracterización, con una resolución de 0.6 m, posee un espectro visible adecuado para el cartografiado de zonas someras y las escenas tienen los factores de iluminación y distorsiones radiométricas muy controladas. De manera que en el caso de Ifac, se ha llegado a detectar el límite superior de la *Posidonia oceanica* a profundidades de 11 metros.

La evolución del estado del hábitat objeto de estudio implica su posible variabilidad superficial a lo largo del tiempo, para el control y seguimiento que permita determinar esta evolución, se hace necesario la repetición del cartografiado de la bionomía del fondo marino con una secuencia temporal más o menos larga.

Para esta repetición del cartografiado de la bionomía marina, es por lo que hemos definido una metodología para la caracterización del fondo marino a partir de

imágenes de satélite, de manera que nos permite identificar los límites de las praderas de Posidonia, llegando a analizar profundidades superiores a los 20 metros.

En el proceso resulta fundamental el empleo de la corrección de la columna de agua, que da lugar a una clara mejora de la clasificación de los fondos marinos usando imágenes satélite.

La clasificación final se ha realizado con la imagen de índices de Landsat 8, pudiendo afirmar que la metodología empleada es correcta ya que los resultados obtenidos se han validado a partir de datos ya recopilados y validados, en los trabajos anteriores.

Los resultados obtenidos son comparables a los obtenidos por Sonar de Barrido Lateral hasta profundidades superiores a los 20 metros, que es la profundidad máxima con datos de prospección de sonar con los que contamos.

### **7.2.2 CONCLUSIONES DESARROLLO Y VALIDACIÓN DE INDICADORES DE ESTADO DE CONSERVACIÓN, ESTRUCTURA Y FUNCIÓN DEL TIPO DE HÁBITAT 1120\*.**

En la Reserva Natural Marina del Cabo de San Antonio, según los datos obtenidos durante este estudio, las praderas de *Posidonia oceanica* presentan en general un buen estado de conservación.

Se ha constatado que desde la instalación de los trenes de fondeo de bajo impacto “fondeos ecológicos”, en la cala del Pope, se ha producido una clara mejora de los indicadores del estado de conservación de la pradera, con una adecuada progresión de la misma, aumentando a más del doble en la densidad de haces y una con cinco veces el porcentaje de cobertura de sustrato.

Al haberse suprimido el anclaje libre de las embarcaciones en la zona, se ha producido una mejora progresiva del estado de la pradera de posidonia, esta mejora será cada vez menor hasta estabilizarse, presentando entonces la pradera un estructura cercana al óptimo.

### **7.2.3 CONCLUSIONES DE LA LÍNEA DE INVESTIGACIÓN PERSPECTIVAS DEL EFECTO DEL CALENTAMIENTO GLOBAL EN LAS PRADERAS DE *POSIDONIA OCEANICA*.**

Se han detectado zonas de elevada densidad de *P. nobilis* en todas las áreas de estudio, formando agregados en aquellas zonas protegidas del viento y oleaje donde la probabilidad de establecimiento de las larvas es mayor.

En cuanto a la relación de demografía y estado estructural de *Posidonia oceanica* y a la dinámica poblacional de *Pinna nobilis*, se ha podido constatar que en zonas donde encontramos el bivalvo, los descriptores básicos de *Posidonia oceanica* indican un buen estado estructural de la pradera, si bien se debe alcanzar series temporales de largo plazo, para poder obtener resultados más robustos y aplicar medidas de gestión en consecuencia.

Para el estudio del efecto del calentamiento global, se ha obtenido una serie temporal de temperatura media de la zona del islote de la Mitjana, correspondiente a la profundidad de 17 metros durante el periodo comprendido entre el 11 de octubre y el 26 de febrero de 2012, por lo que la toma de datos deberá repetirse en muchas más ocasiones espaciadas en el tiempo, para poder interpretar las posibles fluctuaciones de los datos muestrales de ambas especies, entre ellas y en su relación con la variación de la temperatura.

### **7.2.4 CONCLUSIONES EFECTO DE LAS ESPECIES INVASORAS.**

En las áreas de estudio situadas en la costa de Alicante se han detectado grandes superficies colonizadas por *Caulerpa racemosa*.

El alga presenta claramente un patrón de dinámica estacional en su dispersión y desarrollo, en la mayoría de las zonas de muestreo (Pope, Mina y Mitjana), viéndose en otras zonas una dinámica más heterogénea, al encontrarse en los primeros estadios del proceso de invasión (Rotes y Muntañar). En la época estival, el porcentaje de recubrimiento de *C. racemosa* es el más elevado.

La capacidad de invasión de *C. racemosa* varía de forma determinante en función de la dinámica litoral, la capacidad de fijación del alga al sustrato y la ausencia de un dosel vegetal vertical juegan un papel fundamental en la colonización del alga.

Esta capacidad de invasión es muy alta en los fondos rocosos y las zonas de mata muerta de *P. oceanica*. En zonas de margen de pradera, se observa un mayor desarrollo de estolones verticales que puede ser respuesta a la presencia de *P. oceanica* que presenta una canopea de mayor porte y en consecuencia *C. racemosa* aumenta su crecimiento en búsqueda de luz. En las praderas en buen estado de conservación no se ha detectado presencia de *C. racemosa*, apareciendo eso sí en praderas fragmentadas, con bajas densidades y parches.

La dinámica litoral y el tipo de sustrato se presentan como determinantes en la ausencia del alga invasora en la Reserva Natural Marina de Iрта, el área más septentrional de las consideradas y la única situada al norte del lugar donde se citó por primera vez el alga invasora en la Comunidad Valenciana.

### **7.3 CONCLUSIONES GENERALES**

El cartografiado de la bionomía del fondo marino con una periodicidad relativamente larga, el control de la evolución estructural de la pradera de *Posidonia oceanica* a lo largo del tiempo mediante descriptores como la densidad de haces y cobertura de sustrato, el análisis de la salud de la pradera mediante el control de especies bioindicadoras como la *Pinna nobilis* y el estudio de la afección de especies invasoras como *Cimodocea nodosa*, implican un control y seguimiento que permitirá determinar el estado del hábitat objeto de estudio, detectando los efectos que puedan producir el cambio climático sobre los ecosistemas actuales y los impactos antrópicos, lo que nos permitirá decidir las actuaciones a acometer para su conservación si fueran posibles y necesarios.

En cuanto al cartografiado del hábitat 1120\* Praderas de Posidonia, nuestra aportación es la mejora cualitativa y cuantitativa de todas bionomías realizadas con Sonar de Barrido Lateral en Espacios Marinos Protegidos de la Comunidad Valenciana en el año 2006, que fueron realizadas mediante la interpretación visual directa y posterior digitalización manual, para ello se desarrolló un método de caracterización de fondos marinos mediante un procedimiento de clasificación automática, basado en técnicas de análisis de texturas para extraer la mayor cantidad de información posible a las imágenes sonar.

Otra mejora notable se dio con la incorporación de imágenes satelitales al análisis, con las que se podían realizar bionomías en zonas someras que se escapaban a la prospección realizada con Sonar de Barrido Lateral. Para las caracterizaciones en aguas someras, se utilizaron las imágenes Quickbird que se mostraron estables y fiables para detectar el límite superior de las praderas.

Nuestro último aporte al cartografiado de Posidonia, es la realización de una nueva bionomía marina de la zona del cabo de San Antonio, utilizando imágenes Landsat 8 del año 2013, en vez de sonogramas registrados con Sonar de Barrido Lateral.

Para ello se ha definido una metodología para la caracterización del fondo marino a partir de imágenes de satélite, de manera que nos permite identificar los límites de las praderas de Posidonia, en cualquier zona, en cualquier profundidad y en cualquier tiempo.

Por lo que el empleo de imágenes de satélite podría considerarse como uno de los métodos de prospección más adecuado para el seguimiento de las praderas de *Posidonia oceanica*, proporcionando algunas ventajas sobre el Sonar de Barrido Lateral, entre las que destaca la alta periodicidad en la toma de datos, el tratamiento automatizado de la información y un coste sensiblemente inferior.

En cuanto al desarrollo y validación de indicadores de estado de conservación y el efecto de las especies invasoras. indicar que en los espacios naturales protegidos con ámbito marino y litoral de la Comunidad Valenciana, según los datos obtenidos en estos años de estudio, las praderas de Posidonia presentan un buen estado de conservación, habiéndose detectado agresiones de origen antrópico debidas al fondeo de embarcaciones y a vertidos incontrolados que incrementan la turbidez del agua en alguna zonas.

Con este estudio se constata que con la instalación de los trenes de fondeo de bajo impacto “fondeos ecológicos” y con la vigilancia para que no se realicen anclajes en zonas no autorizadas, se produce un claro incremento de los índices estructurales, con una mejora progresiva del estado de la pradera de posidonia, esta mejora será cada vez menor hasta estabilizarse, presentando entonces la pradera un estructura cercana al óptimo.

En las praderas de Posidonia con buen estado de conservación no se ha detectado presencia de *Caulerpa racemosa*, apareciendo eso sí en praderas

fragmentadas, con bajas densidades y parches, donde la vulnerabilidad a la colonización por algas invasoras como *C. racemosa* es alta.

Se han observado perturbaciones antrópicas en las praderas, como las derivadas del uso de lastres de hormigón utilizados para el balizamiento de zonas de baño, que al ser retirados dejan parches sin Posidonia, que son colonizados por *C. racemosa*, lo que es una interacción negativa con el crecimiento de *P. oceanica*, debido al carácter invasivo de colonización de la *C. racemosa*, comparado con los largos periodos de tiempo que para recolonizar necesitan plantas de lento crecimiento como *P. oceanica*.

En cuanto a la validación de indicadores observamos que existe una clara correlación lineal de los descriptores densidad media de haces y cobertura media, observamos también que las mediciones de la cobertura, difiere según la época del año en que se realice y teniendo en cuenta el gran esfuerzo que representa la toma de datos muestrales bajo el agua, entendemos que hay que considerar la posibilidad de utilizar la densidad de haces por metro cuadrado, como único indicador/descriptor estructural, para realizar el seguimiento de praderas de *P. oceanica*.

Si bien, se considera importante añadir nuevos indicadores para complementar los datos y tener un conocimiento más completo, como el seguimiento de especies indicadoras como *Pinna nobilis* y la presencia o ausencia de especies invasoras como *C. racemosa*.

Visto que las causas principales de la degradación del hábitat 1120\* Praderas de Posidonia son ocasionadas por el hombre, se hace indispensable establecer programas de seguimiento que permita detectar impactos negativos y campañas de sensibilización orientadas a reducir el efecto de los factores antrópicos implicados en la degradación de las comunidades biológicas del medio marino.

Las líneas de investigación que quedan abiertas y los trabajos por acometer son los siguientes:

En la línea de cartografiado y catalogación del tipo de hábitat 1120\*.

El trabajo que queda pendiente es la realización de la bionomía de todo el litoral de la Comunidad Valenciana con imágenes satelitales mediante el método que aquí se desarrolla.

En el apartado de investigación, son varias las líneas abiertas en la utilización de imágenes de satélite para cartografiado y catalogación: el empleo de técnicas de segmentación específicas como ayuda a la clasificación de la imagen, el estudio de la capacidad de diferenciar diferentes estados de conservación dentro de la comunidad de *Posidonia oceanica* y el estudio de los estados de desarrollo fenológico.

En cuanto a la línea de desarrollo y validación de indicadores de estado de conservación, estructura y función del tipo de hábitat 1120\*.

La información referida a la estado de conservación, estructura y función de la pradera de *Posidonia oceanica*, debe alcanzar series temporales de largo plazo para poder interpretar las posibles fluctuaciones y aplicar medidas de gestión en consecuencia, se hace indispensable por tanto, continuar con programas de seguimiento mediante indicadores estructurales (acaso solo la densidad) de la pradera, añadiendo al estudio la dinámica poblacional de *Pinna nobilis* como bioindicador de la calidad de la pradera y la invasión de *Caulerpa racemosa* en la misma, como indicador de praderas en mal estado.

En la línea de perspectivas del efecto del calentamiento global en las praderas de *P. oceánica*.

En la investigación del efecto del calentamiento global en las praderas Posidonia y la utilización de especies bioindicadoras calcáreas como la *Pinna nobilis* (nacra) para su seguimiento, es una investigación a muy largo plazo.

Se han instalado sensores de temperatura a 9 y 17 metros de profundidad, con los que se ha obtenido una serie temporal de temperatura media de la zona de estudio, entre el 11 de octubre y el 26 de febrero de 2012 y información referida a la demografía y estructura de la pradera de *Posidonia oceanica* y de la dinámica poblacional de *Pinna nobilis* en la zona.

Se debería repetir la experiencia en intervalos de cinco años y analizar los posibles cambios producidos estructura de la pradera de *Posidonia oceanica* y de la dinámica poblacional de *Pinna nobilis* y en qué medida son atribuibles a un cambio de temperatura del agua en la zona de estudio.

Y por último en el efecto de las especies invasoras.

En cuanto a los efectos de la invasión de *Caulerpa racemosa* en la estructura y resiliencia, de comunidades nativas de interés, del ecosistema marino mediterráneo. Se deben plantear nuevos estudios en la línea del experimento realizado en el 2011 y que recoge como anexo en el capítulo 3 “Efectos de la invasión de *Caulerpa racemosa* en la estructura y resiliencia (capacidad de resistencia a la invasión) en fondos rocosos del infralitoral”.

## 8 REFERENCIAS

### 8.0 REFERENCIAS MEMORIA GENERAL

Hemminga, M.A. & Duarte, C.M., 2000. *Seagrass Ecology*. Cambridge University Press. 298 p. ISBN: 0-521-66184-6.

Basterretxea G., Orfila A., Jordi A., Lynnet P., Liu P., Tintoré, J., Duarte C.M.(2004) Seasonal dynamics of a microtidal pocket beach with *Posidonia oceanica* seabeds (Mallorca, Spain). *Journal of Coastal Research* 20 (4):1155-1164.

Blanc, J.J. & Jeudy de Grissac, A., 1989. Réflexions géologiques sur la regresión des herbiers à Posidonies (département du Var et des Bouches du Rhône). En: Boudouresque, C.F., Meinesz, A., Fresi, E., & Gravez, V., (eds.) *The Second International Workshop on Posidonia Beds*. GIS - Posidonie. Ischia (Italia), 7-11 de octubre de 1985. Vol. 2: 273-283.

Chuvieco Salinero E, 2002. *Teledetección ambiental. La observación de la Tierra desde el Espacio*. Editorial Ariel S.A. ISBN: 84-344-8047-6

Duarte, C.M, Dennison, W.C., Orth, R.J.W. & Carruthers, T.J.B., 2008. The Charisma of Coastal Ecosystems: Addressing the Imbalance. *Estuaries and Coasts* DOI 10.1007/s12237-008-9038-7.

Kendrick, G.A., Marba, N. & Duarte, C.M., 2005. Modelling formation of complex topography by the seagrass *Posidonia oceanica*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 65: 717-725.

Medina, J.R., Tintoré, J. & Duarte, C.M., 2001. Las praderas de *Posidonia oceanica* y la regeneración de playas. *Revista de Obras Públicas* 3409: 31-43.

Meinesz, A. & Lefevre, J.R., 1984. Régénération d'un herbier de *Posidonia oceanica* quarante années après sa destruction par une bombe dans la rade de Villefranche (Alpes-Maritimes - France). En: Boudouresque, C.F., Jeudy de Grissac, A. & Olivier, J. (eds.) *International Workshop on Posidonia oceanica beds*. Porquerolles, 12-15 de Octubre de 1983. GIS - Posidonie. Volumen 1: 39-44.

Pasqualini, V., Clabaut, P., Pergent, G., Benyoussef, L., Pergent-Martini, C., 2000. Contribution of side scan sonar to the management of Mediterranean littoral ecosystems. *Int. J. Remote Sensing*, 2000, Vol. 21, N. 2, 367-378.

Piazzzi, L., Acunto, S., Cinelli, F., 2000. Mapping of *Posidonia oceanica* beds around Elba Island (western Mediterranean) with integration of direct and indirect methods. *Oceanologica Acta* Vol. 23–N. 3.

Piazzzi, L., 2002. Epiphytic Macroalgal Assemblages of *Posidonia oceanica* Rhizomes in the Western Mediterranean. *European Journal of Phycology* 37: 69-76.

Publicaciones oficiales de las Comunidades Europeas, 2001. *La Unión Europea apuesta por las zonas costeras. Un cambio de rumbo para las zonas costeras europeas*. Comisión Europea, Dirección General de Medio Ambiente. Luxemburgo: ISBN 92-894-1147-3.

Valiela, I., & Cole, M.L., 2002. Comparative Evidence that Salt Marshes and Mangroves May Protect Seagrass Meadows from Land-derived Nitrogen Loads. *Ecosystems* 5: 92–102.

DOI: 10.1007/s10021-001-0058-4

VV.AA., 2009. *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

WWF/ADENA, 2000. *Las praderas de Posidonia: importancia y conservación (Propuesta de WWF/Adena)*, Madrid: WWF/Adena. 32 pp.

## **8.1 REFERENCIAS SONAR**

Chavez P.S., Isbrecht J., Galanis P., Gabel G.L., Sides S.C., Soltesz D.L., Ross S.L., Velasco M., 2002. Processing, mosaicking and management of the Monterey Bay digital sidescan-sonar images. *Marine Geology* 181: 305-315.

Haralick, R.M., Shanmugam, K. & Dinstein, I. (1973). Textural features for image classification. *IEEE Trans Syst Man Cybern*, SMC-3, 610-621.

Huvenne V.A.I., Blondel Ph., Henriët J.-P., 2002. Textural analyses of sidescan sonar imagery from two mound provinces in the Porcupine Seabight. *Marine Geology* 189: 323-341.

Mignotte M., Collet C., Pérez P., Bouthemy P., 2000. Markov Random Field and Fuzzy Logic Modeling in Sonar Imagery: Application to the Classification of Underwater Floor. *Computer Vision and Image Understanding* 79 : 4–24.

Tang X., Stewart W.K., 2000. Optical and Sonar Image Classification: Wavelet Packet Transform vs Fourier Transform. *Computer Vision and Image Understanding* 79: 25–46.

## **8.2 REFERENCIAS OTROS ANALISIS**

Chuvieco Salinero E, 2002. *Teledetección ambiental. La observación de la Tierra desde el Espacio*. Editorial Ariel S.A. ISBN: 84-344-8047-6

Fornés, A., et al, 2006. Mapping *Posidonia oceanica* from IKONOS. *ISPRS Journal of photogrammetry and remote sensing* 60: 315 – 322.

Global Land Cover Facility de la Universidad de Maryland, sitio web:

<http://glcf.umiacs.umd.edu>

SIC, Satellite Imaging Corporation, proveedor global de datos de imágenes de alta resolución, sitio web:

<http://www.satimagingcorp.es/gallery-quickbird.html>

Pontius Jr., R.G. & Millones, M., 2011. Death to Kappa: birth of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment. *International Journal of Remote Sensing* 32 (15): 4.407 – 4.429, doi:10.1080/01431161.2011.552923

## **8.3 REFERENCIAS CAULERPA RACEMOSA**

Airoldi, A., 2000. Responses of algae with different life-histories to temporal and spatial variability of disturbance in subtidal reefs. *Marine Ecology* 195: 81–92.

Argyrou, M., Demetropoulos, A. & Hadjichristophorou, M., 1999. Expansion of the macroalga *Caulerpa racemosa* and changes in softbottom macrofaunal assemblages in Moni bay, Cyprus. *Oceanologica Acta* 22: 517–528.

Balata, D., Piazzzi, L. & Cinelli, F., 2004. A comparison among assemblages in areas invaded by *Caulerpa taxifolia* and *C. racemosa* on a subtidal Mediterranean rocky bottom. *Marine Ecology* 25: 1–13.

Boudouresque, C.F., Verlaque, M., 2002. Biological pollution in the Mediterranean Sea: invasive versus introduced macrophytes. *Marine Pollution Bulletin* 44: 32–38.

Bulleri, F., Balata, D., Bertocci, I., Tamburello, I. & Benedetti, I., 2010. The seaweed *Caulerpa racemosa* on Mediterranean rocky reefs: from passenger to driver of ecological change. *Ecology* 91: 2205–2212.

Buia, M.C., Gambi, M.C., Terlizzi, A. & Mazzella, L., 2001. Colonization of *Caulerpa racemosa* along the southern Italian coasts: I. Distribution, phenological variability and ecological role. In: Gravez, V., Ruitton, S., Boudouresque, C.F., Le Direach, L., Meinesz, A., Scabbia, G., Verlaque, M. (Eds.), *Fourth International Workshop on Caulerpa taxifolia*. GIS Posidonie Publisher, Marseille, France, pp. 352–360.

Carriglio, D., Sandulli, R., Deastis, S., Gallo d'Addabbo, M. & Grimaldi de Zio, S., 2003. *Caulerpa racemosa* spread effects on the meiofauna of the Gulf of Taranto. *Biologia Marina Mediterranea* 10: 509–511.

Cebrian, E. & Ballesteros, E., 2009. Temporal and spatial variability in shallow- and deep-water populations of the invasive *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* in the Western Mediterranean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 83: 469–474.

Ceccherelli, G., Piazzzi, L. & Cinelli, F., 2000. Response of the non-indigenous *Caulerpa racemosa* (Forsskal) J. Agardh to the native seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile: effect of density of shoots and orientation of edges of meadows. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 243: 227–240.

Ceccherelli, G. & Piazzzi, L., 2001. Dispersal of *Caulerpa racemosa* fragments in the Mediterranean: lack of detachment time effect on establishment. *Botanica Marina* 44: 209–213.

Ceccherelli, G. & Campo, D., 2002. Different effects of *Caulerpa racemosa* on two cooccurring seagrasses in the Mediterranean. *Botanica Marina* 45: 71–76.

De Biasi, A.M., Gai, F., Vannucci, A., 1999. Biologia delle Secche della Meloria: Considerazioni sull'ecologia di *Caulerpa racemosa* (Forsskal). J. Agardh. *Biologia Marina Mediterranea*, 6: 376–379.

Katsanevakis, S., Issaris, Y., Poursanidis, D. & Thessalou-Legaki, M., 2010. Vulnerability of marine habitats to the invasive green alga *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* within a marine protected area. *Marine Environmental Research*, 70: 210–218.

Klein, J., Verlaque, M., 2008. The *Caulerpa racemosa* invasion: a critical review. *Mar. Pollut. Bull.* 56: 205-225.

Modena, M., Matricardi, G., Vacchi, M. & Guidetti, P., 2000. Spreading of *Caulerpa racemosa* (Forsskal) J. Agardh (Bryopsidaceae, Chlorophyta) along the coasts of the Ligurian Sea. *Cryptogamie Algologie* 21: 301–304.

Nizamuddin, M., 1991. The Green Marine Algae of Libya. Elga Publisher, Bern.

Pnayatidis, P. & Montesanto, B., 1994. *Caulerpa racemosa* (Chlorophyta) on the Greek coasts. *Cryptogamie Algologie* 15: 159-161.

Panayotidis, P., Zuljevic, A., 2001. Sexual reproduction of the invasive green alga *Caulerpa racemosa* var. *occidentalis* in the Mediterranean Sea. *Oceanologica Acta* 24: 199–203.

Pergent, G., Pergent-Martini, C. & Boudouresque, C.F., 1995. Utilisation de l'herbier à *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de la qualité du milieu littoral en Méditerranée: Etat des connaissances. *Mesogée* 54: 3-27.

Piazzì, L., Balestri, E., Magri, M. & Cinelli, F., 1997. Expansion de l'algue tropicale *Caulerpa racemosa* (Forsskal) J. Agardh (Bryopsidophyceae, Chlorophyta) le long de la cote toscane (Italie). *Cryptogamie Algologie* 18: 343–350.

Piazzì, L. & Cinelli, F., 1999. Développement et dynamique saisonnière d'un peuplement méditerranéen de l'algue tropicale *Caulerpa racemosa* (Forsskal) J. Agardh. *Cryptogamie Algologie* 20: 295–300.

Piazzì, L., Ceccherelli, G. & Cinelli, F., 2001. Threat to macroalgal diversity: effects of the introduced green alga *Caulerpa racemosa* in the Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 210: 149–159.

Piazzì, L. & Ceccherelli, G., 2002. Effects of competition between two introduced *Caulerpa*. *Marine Ecology Progress Series* 225: 189–195.

Renoncourt, L. & Meinesz, A., 2002. Formation of propagules on an invasive strain of *Caulerpa racemosa* (Chlorophyta) in the Mediterranean Sea. *Phycologia* 41: 533–535.

Ruitton, S., Verlaque, M. & Boudouresque, C.F., 2005. Seasonal changes of the introduced *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta) at the northwest limit of its Mediterranean range. *Aquatic Botany* 82: 55-70.

Ruiz Fernández, J.M., Ramos Segura, A. & García Muñoz, R., 2006. Introducción reciente y expansión del alga tropical invasora *Caulerpa racemosa* en el litoral de la Región de Murcia. Murcia: Informe del Instituto Español de Oceanografía.

Serio, D. & Pizzuto, F., 1998. Studio di un prato a *Caulerpa racemosa* (Forsskal) J. Agardh (Caulerpales, Chlorophyta) di Brucoli (SR) con osservazioni in coltura della specie. *Bollettino dell'Accademia Gioenia di Scienze Naturali Catania* 31: 201–209.

Statgraphics Centurion XVI.I, Statpoint Technologies, Inc.

Terlizzi A., Felling S., Lionetto M.G., Caricato R., Perfetti V., Cutignano A. & Mollo E., 2011. Detrimental physiological effects of the invasive alga *Caulerpa racemosa* on the Mediterranean white seabream *Diplodus sargus*. *Aquatic Biology* 12: 109-117.

## **8.4 REFERENCIAS *PINNA NOBILIS***

Díaz, E. & Marbà, N., 2009. 1120 *Posidonion oceanicae*. Praderas de *Posidonia oceanica* (\*).En: VV.AA., *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 129 p.

García-March, J.R., 2005. Aportaciones al conocimiento de la biología de *Pinna nobilis* Linneo, 1758 (MolluscaBivalvia) en el litoral mediterráneo ibérico. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia. ([www.tesisenxarxa.net/TDX-0628106-132411/](http://www.tesisenxarxa.net/TDX-0628106-132411/)).

García-March, J.R., Vicente , N. 2008. Protocol to study and monitor *Pinna nobilis* populations within marine protected areas. Malta Environment and Planning Authority, MedPAN.

IUCN Red List of Threatened Species, version 2012.2.

## **8.5 REFERENCIAS *POSIDONIA OCEANICA***

Díaz, E. & Marbà, N., 2009. 1120 *Posidonion oceanicae*. Praderas de *Posidonia oceanica* (\*).En: VV.AA., *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 129 p.

Montefalcone, M., Chiantore, M., Lanzone, A., Morri, C., Bianchi, C.N., Albertelli, G., 2008. BACI design reveals the decline of the seagrass *Posidonia oceanica* induced by anchoring. *Marine Pollution Bulletin* 56: 1637–1645.

IUCN Red List of Threatened Species, version 2012.2.

Pergent, G., Pergent-Martini, C. & Boudouresque, C.F., 1995. Utilisation de l'herbier à *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de la qualité du milieu littoral en Méditerranée: Etat des connaissances. *Mesogée* 54: 3-27.

## **8.6 REFERENCIAS DEFINICIÓN METODOLÓGICA DE LA CARACTERIZACIÓN DE LAS PRADERAS DE *Posidonia oceanica* A PARTIR DE IMÁGENES DE SATÉLITE**

Belsher, T., et al, 1988. Simulation of spot satellite imagery for charting shallow-water benthic communities in the mediterranean. *Marine ecology* 9 (2): 157 – 165.

Candelas, F.M. y López, M.J., 2014. Cartografía de praderas de *Posidonia oceanica* en el litoral valenciano a partir de imágenes SPOT-5. XVI Congreso Nacional de Tecnologías de la Información Geográfica 25, 26 y 27 Junio de 2014. Alicante.

Chuvieco, E., 2008. *Teledetección Ambiental. La observación de la Tierra desde el espacio*. Ariel Ciencia 3ª edición.

Deidda, M., Sanna, G., 2012. Pre-processing of high resolution satellite images for seabottom classification. *Italian Journal of Remote Sensing* 44 (1): 83-95

Enguix, A.M., 2013. Caracterización del fondo marino: Estudio de sistemas de prospección subacuática y comparativa de los dos sistemas utilizados en el estudio del medio biótico del Cabo de San Antonio. DEA. Valencia. UPV.

Enguix, A.M., Tronch, F.J., Moral, F., 2006. Definición metodológica de la caracterización del fondo marino y estudio de la pradera de *Posidonia Oceánica*. Informe técnico. Valencia, España. Conselleria de Territorio y Vivienda.

Green, E. P., Mumby, P.J., Edwards, A. J., Clark, C. D., Remote sensing handbook for tropical coastal management (extracts). [en línea] Disponible en: <http://www.unesco.org/csi/pub/source/rs.htm> [Consulta: noviembre 2014]

Guillén, J.E., et al, 2013. Evolution of *Posidonia oceanica* seagrass meadows and its implications for management. *Journal of Sea Research*. [en línea] Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.seares.2013.04.012>  
www.ecocartografias.com (MAGRAMA)

Lee, K. R., Kim, A. M., Olsen, R. C., Kruse, F. A., Determination of bottom-type and bathymetry using WorldView-2. [en línea] Disponible en: [http://www.watercolumncorrection.com/documents/WV2\\_4c49312f321ca93b4b1d775f4ff63633.pdf](http://www.watercolumncorrection.com/documents/WV2_4c49312f321ca93b4b1d775f4ff63633.pdf) [Consulta: septiembre 2015]

Marbà, N., et al, 1996. Growth and population dynamics of *Posidonia oceanica* on the Spanish Mediterranean coast: elucidating seagrass decline. *Marine Ecology Progress Series* 137: 203 – 213.

Matarrese, R. et al, 2008. Applications of remote sensing techniques for mapping *Posidonia oceanica* meadows. *International Geoscience and Remote Sensing Symposium* 4: 906 – 909.

Méndez, E., et al, 2011. Desarrollo de una metodología para la caracterización de praderas de fanerógamas marinas en el litoral andaluz mediante técnicas de teledetección con sensores hiperespectrales. *Revista de Teledetección* 36: 73 – 83.

Pasqualini, V. et al, 2001. Integration of aerial remote sensing, photogrammetry, and GIS technologies in seagrass mapping. *Photogrammetric Engineering & Remote sensing* 67 (1): 99 – 105.

Pasqualini, V., et al, 2005. Use of SPOT 5 for mapping seagrasses: an application to *Posidonia oceanica*. *Remote sensing of environment* 94: 39 – 45.

Ruipérez, M., et al 2012. *Posidonia en tus manos. Guía didáctica sobre las praderas de Posidonia oceanica*. Proyecto LIFE09 NAT/ES/000534, Ed. CIRCE, Algeciras. 260 pp.

Updike, T., Comp, C., 2010. Radiometric Use of Worldview-2 Imagery. Technical Note 2010-11-01

U.S. GEOLOGICAL SURVEY, 2015. Landsat 8 (L8) Data Users Handbook v1.0 [en línea] Disponible en: <http://landsat.usgs.gov/documents/Landsat8DataUsersHandbook.pdf>

VV.AA., 2012. *Guía interpretativa: Inventario español de hábitats marinos*. Madrid. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 231 pp.

## **8.7 REFERENCIAS TRABAJOS TÉCNICOS REALIZADOS EN LOS QUE SE FUNDAMENTA LA TESIS DOCTORAL**

Enguix, A.M., 2003. “Sistematización del estudio del medio físico mediante el uso de cartografía temática en la realización de obras, planes o programas. Caso práctico de las obras de Regeneración del Nacimiento del Riu Ved (Valencia)” Proyecto fin de carrera. Valencia, España: U.P.V

Enguix, A.M., Jiménez J. y Ahijado M. 2003. “Instalación de boyas de amarre en los lics de Serra Gelada e Isla de Tabarca (provincia de Alicante)”. Proyecto técnico. Valencia, España: Conselleria de Medio Ambiente.

Enguix, A.M., León, J.F.J y Sánchez, M.J. 2006. ”Balizamiento e instalación de boyas de amarre en la reserva (marina) natural del parque natural del Montgó”. Proyecto técnico. Valencia, España: Conselleria de Territorio y Vivienda.

Enguix, A.M., León, J.F.J y Sánchez M.J. 2006. ”Instalación de boyas de amarre sobre praderas de posidonia y señalización del perímetro de la reserva natural marina de Irtá)”. Proyecto técnico. Valencia, España: Conselleria de Territorio y Vivienda.

Enguix, A.M. y Fernández, A. 2006. ”Proyecto de instalación de boyas de amarre sobre praderas de posidonia en la zona L.I.C. ES5211009 Ifac”. Proyecto técnico. Valencia, España: Conselleria de Territorio y Vivienda.

Enguix, A.M., Tronch, F.J. y Moral, F. 2006. “Definición metodológica de la caracterización del fondo marino y estudio de la pradera de *Posidonea Oceanica*”. Informe técnico. Valencia, España: Conselleria de Territorio y Vivienda.

Enguix, A.M., Tronch, F.J. y Moral, F. 2007. “Integración de datos sonar, posicionamiento, videos, batimetrías, muestras de sedimento y la incorporación de imágenes satelitales al análisis”. Informe técnico final. Valencia, España: Conselleria de Territorio y Vivienda.

Enguix, A.M., Argente, J.E., Castañer, V. y Chicharro, J. 2010. “Mantenimiento, acondicionamiento y seguimiento de las boyas de amarre y de delimitación en la reserva marina natural del P.N. del Motngó y P. N. de Serra Gelada (Alicante) y el seguimiento del estado de conservación de la pradera de *Posidonia oceanica*”. Informe técnico. Valencia, España: Conselleria de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda.

Enguix, A.M., Argente, J.E., Castañer, V., Chicharro, J. y Ferrer, Z. 2011. “Proyecto de investigación. Seguimiento de invasoras marinas *Caulerpa racemosa*”. Informe técnico. Valencia, España: Conselleria de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda.

Enguix, A.M., Argente, J.E., Castañer, V., Chicharro, J. y Ferrer, Z. 2012. “Efectos del cambio climático en el hábitat prioritario praderas de *Posidonia oceanica*: seguimiento y censo de nacras”. Informe técnico. Valencia, España: Conselleria de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda.

Enguix, A.M. 2013. “Caracterización del fondo marino: estudio de sistemas de prospección subacuática y comparativa de los dos sistemas utilizados en el estudio del medio biótico del cabo de San Antonio”. Diploma de estudios avanzados. Del programa de doctorado: Geodesia, cartografía y sistemas de información geográfica. UPV.

Enguix, A.M. y Argente, J.E. 2014. “Seguimiento del estado de conservación de la pradera de *Posidonia oceanica*, entre los años 2010-2013, en la reserva marina natural del Cabo San Antonio”. Informe técnico final. Valencia, España: Conselleria de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente.

Enguix, A.M. y Tronch, F.J. 2015. “Caracterización de las praderas de *Posidonia* a partir de imágenes de satélite en la Reserva Marina Natural del Cabo de San Antonio”. Informe técnico. Valencia, España: Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural.

## 9 GLOSARIO

### 9.1 Magnitudes físicas

**Vatio (W):** Es la unidad de potencia del Sistema Internacional de Unidades, es equivalente a [1 Julio/segundo].

**Energía radiante (Q):** Es la energía radiada en todas las direcciones por un cuerpo. Mide la capacidad para realizar un trabajo y se mide en julios [J].

**Flujo radiante ( $\phi$ ):** Es la energía radiada en todas las direcciones por un cuerpo por unidad de tiempo y se mide en Julios/segundo o vatios [W].

**Emitancia o excitancia radiante (M):** Total de energía radiada en todas las direcciones por un cuerpo por unidad de superficie y tiempo. Se mide en [Wm<sup>-2</sup>].

**Irradiancia (E):** Total de energía incidente por unidad de área y tiempo. Es equivalente a la emitancia, si bien, ésta indica la energía emitida, mientras la irradiancia se refiere a la incidente. Se mide en [Wm<sup>-2</sup>].

**Intensidad radiante (I):** Es el flujo radiante procedente de una fuente de radiación por unidad de ángulo sólido ( $\Omega$ ) y tiempo. Se mide en [Wsr<sup>-1</sup>].

**Radiancia (L):** Total de energía radiada en una determinada dirección por unidad de área, por ángulo sólido de medida y tiempo. Es lo que mide el sensor y se cuantifica en unidades [Wm<sup>-2</sup>sr<sup>-1</sup>].

**Radiancia espectral (L <sub>$\lambda$</sub> ):** Total de energía radiada en una determinada longitud de onda por unidad de área, por ángulo sólido y tiempo. Se mide en [Wm<sup>-2</sup> $\mu$ m<sup>-1</sup>sr<sup>-1</sup>].

### 9.2 Magnitudes adimensionales

**Emisividad ( $\epsilon$ ):** Relación entre la emitancia de una superficie (M) y la que ofrecería un emisor perfecto, denominado cuerpo negro, a la misma temperatura (M<sub>n</sub>).

**Reflectividad ( $\rho$ ):** Relación entre el flujo incidente y el reflejado por una superficie.

**Absortividad ( $\alpha$ ):** Relación entre el flujo incidente y el absorbido por una superficie.

**Transmisividad ( $\tau$ ):** Relación entre el flujo incidente y el transmitido por una superficie.

## **9.3 DEFINICIONES**

### **9.3.1 Zonificación del litoral en función de la influencia de las mareas**

**Zona supramareal:** Es la parte del litoral que sólo está expuesta a las salpicaduras de las olas y el rocío marino. Permanece siempre seca.

**Zona intermareal:** Es la parte del litoral que se sitúa entre los niveles de máximas y mínimas mareas.

**Zona submareal:** Es la parte del litoral que se encuentra permanentemente sumergida.

### **9.3.2 Zonificación del fondo marino en función del dominio o ambiente bentónico**

#### **9.3.2.1 REGIÓN FÓTICA (FITAL)**

**Supralitoral:** Zona que sólo está expuesta a las salpicaduras de las olas y el rocío marino. Permanece siempre seca.

**Mesolitoral o mediolitoral:** Zona que se encuentra sometida a periodos alternativos de emersión e inmersión, debido por la acción de las olas y mareas.

**Mesolitoral Superior:** Franja colonizada por organismos capaces de resistir un cierto grado de sequedad, en los días en que el oleaje es mínimo.

**Mesolitoral Inferior:** Franja colonizada por organismos que requieren un mayor grado de humedad.

**Infralitoral o sublitoral:** Zona somera, bien iluminada, cuyo límite inferior, viene definido por la profundidad en la que la iluminación que llega al fondo permite la supervivencia de fanerógamas marinas o poblamientos de algas fotófilas. Permanece permanente sumergida. (Límite inferior isobata de 40/50 m)

### 9.3.2.2 REGIÓN AFÓTICA (AFITAL)

**Circalitoral:** El piso circalitoral se extendería desde el nivel infralitoral hasta la profundidad en la que la iluminación es todavía suficiente para la supervivencia de las algas macrofitas (esciáfilas).



### 9.3.3 Factores que condicionan la distribución de organismos

**Climácicos:** Los factores climácicos son humectación, iluminación y presión.

**Edáficos:** Entre los factores edáficos se incluyen la naturaleza del sustrato, el hidrodinamismo, la carga de partículas orgánicas y los factores antrópicos de contaminación o degradación mecánica. La tipología del sustrato se puede corresponder con: fondos de sustratos duros o fondos de sustratos sueltos.

**Comunidades fotófilas:** Conjunto de poblaciones de organismos que habitan en zonas con alta radiación lumínica.

**Comunidades esciáfilas:** Conjunto de poblaciones de organismos que habitan en zonas de penumbra.

#### Granulometría del piso infralitoral:

- [ $>2\text{mm}$ ] fracción de gravas
- [ $2-0.063\text{mm}$ ] fracción de arenas
- Arenas Gruesas: aquellas arenas cuyo tamaño de partícula estaría comprendido entre  $0.5$  y  $1.0$  mm.
- Arenas Medias: tamaño de partícula estaría comprendido entre  $0.5$  y  $0.25$  mm.

- Arenas Finas: tamaño de partícula comprendido entre 0'25 y 0'125 mm.
- Arenas Muy Finas: tamaño de partícula comprendido entre 0'125 y 0'063 mm.
- [ $<0.063\text{mm}$ ] fracción de lutitas [Fangos]

**Bentónico:** Ambiente marino formado por el fondo marino y la capa de agua que está en íntimo contacto con él, estando habitado por los organismos del bentos.

**Comunidad:** Conjunto de poblaciones de organismos que viven en un lugar determinado, bajo unas condiciones ambientales concretas y en un momento definido

**Facies:** Aspecto particular de una comunidad por el dominio de una o varias especies, debido a la influencia de cierto factor ambiental de tipo local.

**Arenas finas bien calibradas:** Arenas con un tamaño homogéneo comprendido entre 0.2 mm y 0.5 mm, no sometidas a un régimen de corrientes elevado.

**Comunidad de algas fotófilas infralitorales de régimen calmo:** Se instala sobre roca o sedimentos consolidados con una buena iluminación y no sometidas a procesos hidrodinámicos elevados. Si la transparencia de la columna de agua es suficiente la profundidad a la que se desarrolla puede sobrepasar los 30 m.

