

Distribución y abundancia de las praderas de macrófitos bentónicos y las poblaciones de Nacra (*Pinna nobilis*) en el Mar Menor

Informe 2015



Con el apoyo de



GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE

Desarrollado por



Fundación Biodiversidad

ANSE



Distribución y abundancia de las praderas de macrófitos bentónicos y las poblaciones de Nacra (*Pinna nobilis*) en el Mar Menor

EQUIPO DE TRABAJO 2014

Maria Dolores Belando Torrentes ¹

Rocío García Muñoz ²

Aránzazu Ramos Segura ²

Ignacio José Franco-Navarro ²

Pedro García Moreno¹

Juan M. Ruiz Fernández ²

¹ Asociación de Naturalistas del Sureste (ANSE)

² Instituto Español de Oceanografía (IEO)

(Centro oceanográfico de Murcia)

Proyecto Financiado por: Fundación Biodiversidad

Citar este documento como:

Belando, M.D., R. García-Muñoz, A. Ramos Segura, I.J. Franco-Navarro, P. García Moreno y J.M. Ruiz. 2014. ***Distribución y abundancia de las praderas de macrófitos bentónicos y las poblaciones de Nacra (Pinna nobilis) en el Mar Menor.*** Informe del Instituto Español de Oceanografía y la Asociación de Naturalistas del Sureste, Murcia., 60 pp.

ÍNDICE

1	Antecedentes	1
2	Introducción	2
2.1	La transformación del ecosistema lagunar	2
2.2	Las praderas de angiospermas marinas en el Mar Menor	6
3	Objetivos generales y específicos	8
4	Material y métodos	9
4.1	Área de estudio y diseño de muestreo	9
4.2	Análisis de la distribución espacial y caracterización de las comunidades de macrófitos, fauna y sedimentos.....	13
4.2.1	Comunidades de macrófitos bentónicos.....	13
4.2.2	Poblaciones de <i>Pinna nobilis</i>	16
4.2.3	Poblaciones de holoturias	18
4.2.4	Caracterización de sedimentos.....	18
4.2.5	Mapa de distribución de las comunidades de macrófitos bentónicos.....	19
4.2.6	Análisis de datos	20
5	Resultados.....	21
5.1	Descripción de las comunidades de macrófitos bentónicos de la laguna.	21
5.1.1	Tipos de especies y comunidades, cartografía y áreas ocupadas.....	21
5.1.2	Variación espacial de la abundancia de las comunidades de macrófitos.....	23
5.1.2.1	Distribución y abundancia de <i>C. nodosa</i>	24
5.1.2.2	Distribución y abundancia de <i>C. prolifera</i>	26
5.1.2.3	Praderas mixtas de <i>C. nodosa</i> y <i>C. prolifera</i>	27
5.1.2.4	Relaciones entre la abundancia de la vegetación bentónica y los factores ambientales.....	29
5.2	Mapas de distribución y abundancia de las poblaciones de <i>Pinna nobilis</i>	34
5.3	Mapa de distribución y abundancia de holoturias	36
5.4	Caracterización de sedimentos	37
6	Discusión	39
7	Conclusiones	51
8	Propuesta de áreas marinas a proteger.....	53
9	Referencias.....	56

1 Antecedentes

El presente trabajo ha sido realizado por un equipo conjunto del Instituto Español de Oceanografía y ANSE para dar respuesta a parte de los objetivos del proyecto titulado “Acciones de conservación y recuperación del hábitat y especies singulares del Mar Menor y su entorno” financiado por la Fundación Biodiversidad a ANSE en 2014. El equipo de trabajo ha tenido como base los laboratorios del Centro Oceanográfico de Murcia, cuyas instalaciones disponen de las infraestructuras y equipamientos necesarios para el desarrollo del estudio, además de disfrutar de una posición privilegiada para tal fin.

El ámbito del estudio ha sido todo el Mar Menor, una laguna costera hipersalina de características únicas en el litoral Mediterráneo español, que en estos momentos es objeto de un Plan de Gestión Integral por parte de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. Con este Plan se pretende dar respuesta a las exigencias de las Directivas Europeas (sobre todo Red Natura 2000) y las implícitas en las diferentes figuras de protección que se superponen en este espacio tan singular (ZEPA, ZEPIN, Parques Naturales).

Para este estudio, el Mar Menor fue dividido en dos partes diferenciadas en función de su muy diferente complejidad ecológica, sino también de las particularidades de su problemática y presiones:

- a) La Encañizada, espacio natural especialmente singular y complejo, en el que el estudio de la vegetación marina bentónica y su distribución requería escalas y metodologías muy particulares. Sobre este espacio recae precisamente una enorme presión por parte de los ayuntamientos de la zona para que sea lugar de conexión entre la zona norte de La Manga y San Pedro del Pinatar.
- b) La laguna, que requiere una escala de estudio más amplia y donde confluye una compleja trama de usos y presiones que no solo provienen de los núcleos poblacionales ribereños, sino también de la actividad que se desarrolla en la amplia cuenca deposicional que la rodea y que drena sobre la laguna.

La parte correspondiente a La Encañizada se puede consultar en el informe realizado por Belando *et al.* (2014). Por tanto, este informe se centra en los resultados obtenidos para la vegetación sumergida de la laguna, aunque en algunas partes se integra la información de ambos estudios con diferentes fines.

2 Introducción

2.1 La transformación del ecosistema lagunar

El Mar Menor es una de las lagunas costeras mayores de Europa con una extensión de 135 km² y una profundidad media de 3,6 m (máximo 7 m). Sus fondos son predominantemente arenosos y fangosos, con presencia reducida de fondos rocosos asociados a los afloramientos volcánicos que constituyen las islas del interior lagunar. El Mar Menor se encuentra separado del Mediterráneo por la Manga (Fig. 1), un estrecho cordón arenoso de 22 km de longitud atravesado por unos canales o golas (Las Encañizadas, el canal de el Estacio y Marchamalo) por los que se produce un reducido intercambio de agua. Las bajas tasas de renovación de sus aguas junto con las escasas precipitaciones y las elevadas tasas de evaporación características del clima semiárido de la zona generan un déficit hídrico que provoca que la salinidad de la laguna sea notablemente superior (42-47 UPS) a la del Mediterráneo, mientras que su escasa profundidad provoca un rango térmico anual más amplio (10-31 °C).

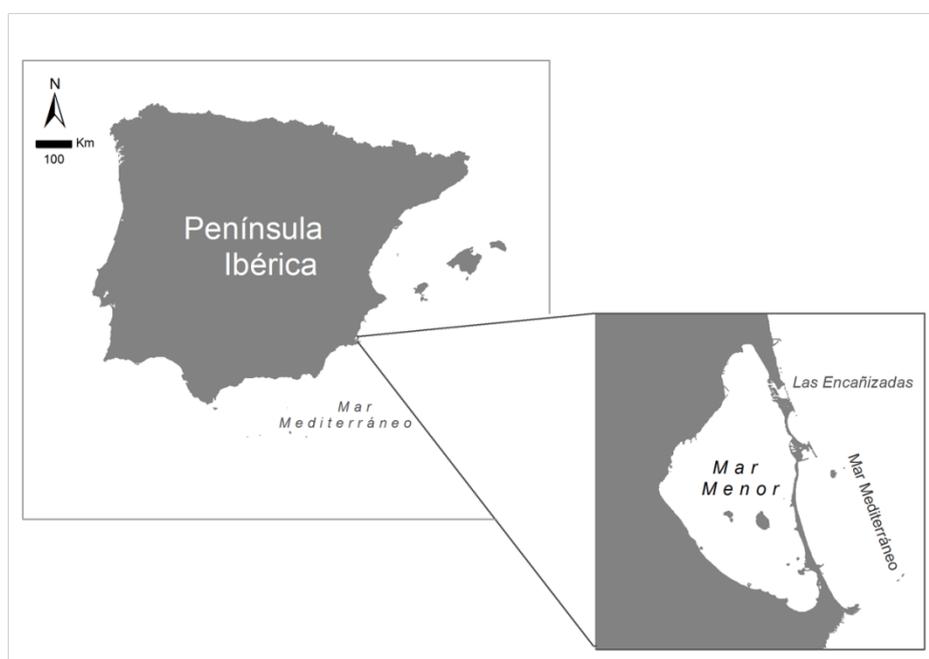


Figura 1. Zona de estudio. Laguna costera del Mar Menor.

Las Encañizadas, con una extensión total de unos 2 km², son el principal canal natural de comunicación entre el Mar Menor y el Mediterráneo. El paisaje está dominado por un mosaico de islotes emergidos densamente colonizados por vegetación halófila (como

Salicornia sp. o *Suaeda* sp.) rodeados por una delgada lámina de agua, que es el hábitat de una rica y abundante avifauna (Robledano, 1995; Ballesteros-Pelegrín, 2013). Es una zona de escasa profundidad (entre 0,1 y 2,1 m), por lo que se produce la emersión de extensas superficies de sedimentos y praderas marinas cuando la marea está baja o la presión atmosférica es alta (“secas”) (Fig. 2). Se trata de un tipo de humedal denominado “marisma pseudomareal” que bien podría considerarse entre las muy escasas representaciones del hábitat 1140 de la Directiva de Hábitat (llanuras no cubiertas por agua cuando hay marea baja) en el litoral español (Morales *et al.*, 2009).



Figura 2. Imágenes de la Encañizada tomadas desde un punto del camino de Quintín con un intervalo de una semana.

Debe su nombre a la presencia desde la antigüedad (Edad Media) de un arte de pesca formado por empalizadas de cañas o encañizada (Fig. 3) dispuestas formando complejos laberintos en los que los peces quedan atrapados y pueden ser capturados. Este tipo de arte cesó su actividad hace unas décadas, aunque una parte del mismo fue rehabilitada recientemente y todavía persiste cierta actividad.

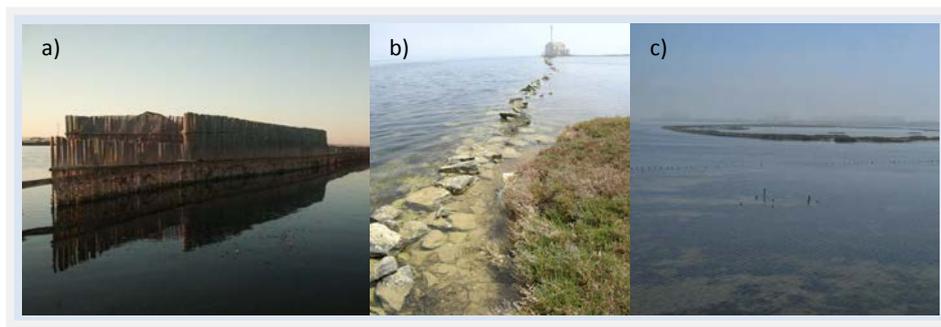


Figura 3. Empalizada de cañas de la encañizada del Ventorillo (a); hileras de piedras (b) y palos (c) relacionadas con periodos pasados de explotación.

En lo que respecta a la laguna, al tratarse de un cuerpo de agua semicerrado, es sistema muy vulnerable a los impactos de la actividad humana, particularmente concentrados en su litoral debido al intensivo desarrollo turístico y agrícola experimentado por la zona, razón por la cual sobre la laguna se han dedicado numerosos intentos para su protección que ha resultado en el solapamiento de varias figuras de conservación (LIC Mar Menor, ZEPIM y RAMSAR). No obstante, todos estos esfuerzos todavía no se han traducido en medidas concretas y efectivas para regular la actividad humana en la laguna y evitar su deterioro. Solo recientemente, la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia ha puesto en marcha la elaboración de un Plan de Gestión Integral del Mar Menor que sea capaz de dar respuesta a las diferentes normativas y evitar el deterioro ambiental de la laguna.

Antes de las grandes transformaciones producidas por la acción directa del hombre, la laguna se caracterizaba por tener aguas oligotróficas e hipersalinas (70-53 UPS) dominadas por fondos sedimentarios con praderas de *C. nodosa* o “entinas” (Navarro, 1927; Lozano, 1954). En la actualidad, la salinidad de la laguna es mucho menor, la composición de las comunidades bentónicas y planctónicas ha cambiado drásticamente y el grado de contaminación de sus aguas y sedimentos es apreciable. Estos son los principales hitos responsables de este cambio sin precedentes en el ecosistema lagunar:

- En la década de los 70, el dragado de la gola de El Estacio, realizado para permitir la navegación entre la laguna y el Mediterráneo, supone el cambio de la hidrografía lagunar y su ecosistema. Esta actuación produjo un incremento significativo en las tasas de intercambio de agua con el Mediterráneo que provocó un proceso de “mediterraneización” de la laguna, consistente en una suavización de la salinidad y de

las temperaturas extremas estivales e invernales (Mas, 1994). Estos cambios permitieron la entrada y el asentamiento de especies mediterráneas, como el alga *C. prolifera* y la Nacra (*Pinna nobilis*) capaces de tolerar las nuevas condiciones de las aguas lagunares.

- De forma paralela, se produjo un cambio en las prácticas agrícolas desarrolladas en la extensa superficie del campo de Cartagena que ocupa gran parte de la cuenca de drenaje de la laguna, donde los cultivos tradicionales de secano fueron sustituidos por cultivos intensivos de regadío. Este cambio conllevó un marcado incremento en el aporte a la laguna de aguas excedentarias agrícolas con elevada carga de nutrientes y partículas en suspensión (Velasco *et al.*, 2006), además de un gran número de contaminantes orgánicos habitualmente empleados en la agricultura intensiva. Esta entrada se produce de forma discontinua a través de las ramblas, de las aguas subterráneas y por los emisarios de aguas residuales urbanas, y se produce especialmente durante los episodios de lluvias torrenciales, que en el caso de la Rambla del Albuñón representan el 70% del total anual que entran en la laguna (Moreno-González *et al.*, 2013a; Moreno-González *et al.*, 2013b). Se han detectado importantes concentraciones de estas sustancias en los tejidos foliares y rizomatosos de *C. nodosa* y *R. cirrhosa* de zonas próximas a la desembocadura de las ramblas del Albuñón y Carrasquilla (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2000).

- Históricamente los residuos mineros procedentes de la sierra de Cartagena-La Unión eran vertidos directamente a la laguna a través de las ramblas de El Beal, Ponce y Carrasquilla. Aunque en la actualidad dicha actividad ha cesado, los metales siguen entrando arrastrados por las escorrentías de las lluvias torrenciales (Marín-Guirao *et al.*, 2007), acumulándose en los sedimentos lagunares y en los diferentes fracciones de las plantas de *C. nodosa* (Marín-Guirao *et al.*, 2005). Se ha observado que los individuos de comunidades de *C. nodosa* influenciadas por las ramblas contienen concentraciones de metales pesados significativamente mayores y muestran diferencias en los parámetros estructurales en comparación con las praderas de zonas alejadas a los vertidos (Marín-Guirao *et al.*, 2005).

- Por otro lado, la expansión turística y urbanística experimentada en las últimas décadas ha dado lugar a una gran artificialización del entorno lagunar, ocasionado notables impactos debido a la construcción de puertos, paseos marítimos, espigones, la creación y regeneración de playas y las ganancias de terreno a la laguna para la edificación a lo largo de la orilla interior norte y oeste frente a las localidades de San Pedro del Pinatar, Santiago de la Ribera, San Javier, Los Alcázares o Los Urrutias.

En términos muy generales, en la actualidad, y a pesar de todas las presiones e impactos mencionados, la laguna no parece estar en una situación de deterioro grave o irreversible en comparación con otras lagunas costeras mediterráneas con problemas de eutrofización evidentes. No obstante, se ha sugerido que esta aparente capacidad homeostática del Mar Menor podría encontrarse próxima a su límite y sobrepasarlo hacia un estado alternativo irreversible si no se produce un mayor control de las actividades y usos que se dan en su entorno. Esta supuesta resiliencia de la laguna podría estar relacionada con dos procesos que actúan de forma complementaria. Por un lado, se ha sugerido la existencia de un control planctónico de los procesos de eutrofización durante los meses cálidos por parte de la enorme proliferación de medusas, que ayudaría a impedir el crecimiento excesivo de fitoplancton (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002). Por otro lado, existiría un control bentónico ejercido por el denso lecho de vegetación bentónica sobre los nutrientes de la columna de agua (Lloret *et al.*, 2005). A este control bentónico, en los últimos años, podrían sumarse otros componentes con elevada capacidad filtradora como *P. nobilis*, cuyas poblaciones han experimentado una fuerte expansión durante los últimos años. No obstante, serían necesarios estudios más específicos para determinar la relevancia real de estos compartimentos bentónicos en el control de los nutrientes y la materia orgánica de la columna de agua, empezando por una cuantificación de los mismos.

2.2 Las praderas de angiospermas marinas en el Mar Menor

En la actualidad, los fondos de la laguna se encuentran en gran medida dominados por comunidades de macrófitos bentónicos compuestas por angiospermas marinas y macroalgas. Entre las angiospermas marinas *Cymodocea nodosa* es la más abundante, mientras que otras como *Ruppia cirrhosa* son más escasas. En estudios anteriores se ha mencionado la presencia de *Zostera noltei*. Como ocurre en otras lagunas costeras similares, las angiospermas marinas comparten protagonismo con un tercer macrófito dominante, la clorofícea *Caulerpa prolifera* (Fig. 4), que comenzó a expandirse en los fondos de la laguna a raíz del ensanchamiento del canal de El Estacio en la década de 1970. Estos tres macrófitos forman praderas monoespecíficas o mixtas en tres ambientes claramente diferenciados de la laguna: Las Encañizadas, los fondos someros perimetrales (hasta 2-3 m) y la cubeta central profunda de la laguna.

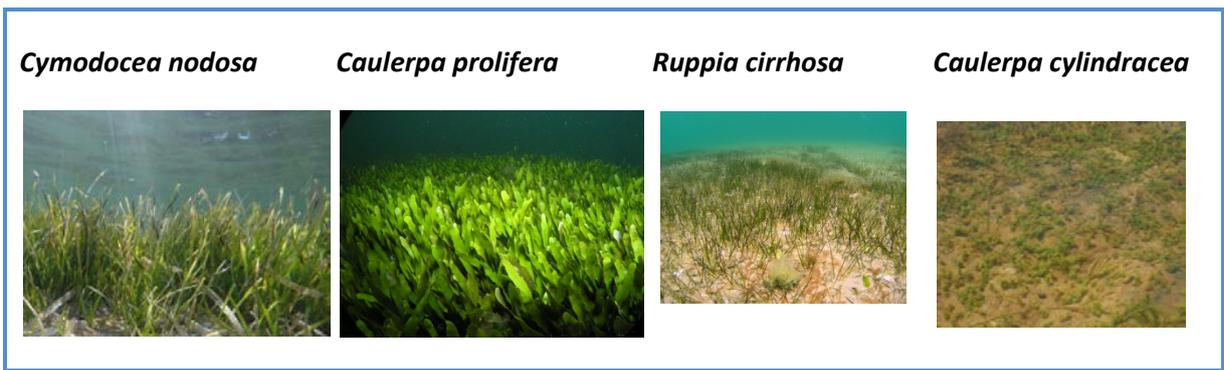


Figura 4. Especies de macrófitos bentónicos encontrados en los fondos sedimentarios del del Mar Menor.

Como se ha explicado anteriormente, las comunidades de macrófitos bentónicos en la zona de La Encañizada han sido estudiadas con alto grado de detalle en el contexto de este proyecto y los resultados pueden ser consultados en el informe de Belando *et al.* (2014). Hasta ahora, no se había realizado ningún estudio de la vegetación bentónica en esta zona. Belando *et al.* (2014) han observado que es en esta zona de la laguna donde se encuentran las praderas más extensas de *R. cirrhosa*, con una superficie de 0,86 km², aunque *C. nodosa* ocupa extensiones mayores (1,29 km²). *R. cirrhosa* domina en las partes más someras y confinadas del paraje de las Encañizadas, más expuestas a la emersión, mientras que *C. nodosa* domina en las partes menos confinadas y con mayor influencia del flujo de aguas lagunares y mediterráneas, de acuerdo con la biología y ecología de ambas especies.

Ya en la laguna, las zonas someras perimetrales se encuentran también ampliamente colonizadas por *C. nodosa* y *C. prolifera*, aunque ninguno de los trabajos realizados hasta la fecha presentan una cartografía de la distribución de las comunidades de estos macrófitos en esta parte de la laguna, excepto en localidades muy concretas como algunas islas (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1988) y estudios específicos relacionados con la construcción de infraestructuras costeras, como las playas artificiales (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1989). No es hasta 2004 que se presenta la primera cartografía de las praderas marinas de la zona perimetral somera del Mar Menor, realizada para los estudios básicos de caracterización de las áreas LIC de la Red Natura 2000 de la Región de Murcia (CARM, 2004). No obstante, esta cartografía fue realizada en invierno, cuando las comunidades de macrófitos bentónicos presentan una biomasa mínima o incluso desaparecen, de forma que el mapa obtenido podía estar sujeto a errores considerables.

Por el contrario, la mayoría de estudios anteriores han centrado su atención sobre la zona de cubeta central de la laguna. Los estudios son abundantes y en todos ellos se describe

el avance del alga *Caulerpa prolifera* y el retroceso de la distribución y abundancia de *C. nodosa*. De acuerdo con los trabajos de Ballester (1985) y Pérez-Ruzafa *et al.* (1987), a mediados de la década de 1980, el alga ya había colonizado toda la laguna, formando una pradera monoespecífica que ocupa buena parte de la cubeta norte, mientras que el resto de la cubeta se encuentra colonizada por praderas mixtas de ambos macrófitos. En la década de 1990, Calvín *et al.* (1989, 1999) realizan la cartografía bionómica del litoral sumergido de la Región de Murcia y describen el Mar Menor como una gran pradera monoespecífica de *Caulerpa prolifera* que ocupa la totalidad de la cubeta central de la laguna, sin presencia alguna de la angiosperma. En 2008, Pérez-Ruzafa *et al.* (2012) describen una situación similar, aunque con ciertas extensiones de praderas mixtas en las que la representación de la angiosperma es algo marginal. De acuerdo con las publicaciones de éstos y otros trabajos se sugiere la idea de una regresión generalizada y casi total de las praderas de *C. nodosa* en la laguna cuya causa parece estar relacionada con la invasión del alga *C. prolifera*. No obstante, en 2004, la cartografía realizada por la Comunidad Autónoma para la Red Natura 2000 revela la existencia de varias extensiones de praderas mixtas en la cubeta central que indican que la abundancia de la angiosperma en la laguna podría ser mayor que la indicada por los trabajos anteriores, especialmente por las cartografías de Calvín *et al.* (1989, 1999). Como se ha dicho, este último trabajo fue realizado en época invernal y con metodologías no adecuadas para la cubeta central, de forma que las extensiones obtenidas serían muy probablemente una subestimación de la observada. Por tanto, la idea de una regresión de *C. nodosa* en la laguna no está nada clara y debe ser comprobada mediante estudios más detallados y actuales.

3 Objetivos generales y específicos

Por todo lo anterior, se entiende la necesidad de revisar y actualizar la distribución de las praderas de macrófitos bentónicos en todo el ámbito lagunar mediante estudios cartográficos adecuados y altamente precisos. Este es, precisamente el objetivo general de este estudio. Para ello se plantea un muestreo extensivo en el Mar Menor en los meses estivales de 2014, cuyo esfuerzo se aprovecha además para la obtención de información de otros compartimentos clave y relevantes para el ecosistema lagunar, como son las poblaciones del bivalvo gigante *Pinna nobilis*, cuya trayectoria es además paralela a la del alga *C. prolifera*.

De acuerdo con este planteamiento general, los objetivos específicos del estudio son:

- a) Obtención de un mapa actualizado y preciso de la distribución de las praderas de macrófitos bentónicos.
- b) Caracterización cuantitativa de la abundancia de las praderas de *Cymodocea nodosa* y *Caulerpa prolifera*.
- c) Caracterización de la distribución y abundancia de las poblaciones de Nacra (*Pinna nobilis*).

4 Material y métodos

4.1 Área de estudio y diseño de muestreo

Para abordar los objetivos expuestos, se diseñó un muestreo extensivo de la laguna entre mayo y julio de 2014, que comprendió un total de 13.567 hectáreas incluyendo el total de los fondos de la laguna del Mar Menor, teniendo en cuenta también la zona de las Encañizadas. El muestreo de esta última zona, se realizó en mayo y, como se ha explicado, los resultados se presenta en un informe por separado (Belando *et al.*, 2014). El resto de la laguna del Mar Menor ha sido muestreada entre el 17 junio y 25 julio de 2014, que coincide con la época de de mayor abundancia de los macrófitos bentónicos de la laguna (Ballester 1985). La metodología de muestreo empleada en este estudio incluye: una red de puntos de muestreo (Fig. 5), transectos de video en barco y observaciones adicionales (Fig. 6).

Red de puntos de muestreo.

Consiste en 57 estaciones de muestreo distribuidas lo más uniformemente posible por toda la laguna (Fig. 5). Para el diseño de muestreo se han tenido en cuenta puntos de muestreo los de trabajos de cartografía anteriores de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio (CARM) en 2004 y el trabajo de Ballester (1985).

En cada punto de muestreo se han realizado las medidas específicas requeridas para obtener los valores de abundancia cuantitativa de los macrófitos y se han tomado muestras de sedimento para analizar el contenido de materia orgánica y obtener el perfil granulométrico. Aprovechando la metodología de este muestreo se han cuantificado también las abundancias de dos componentes con funciones clave en el ecosistema: la Nacra (*P. nobilis*), bivalvo filtrador, y las holoturias, organismos detritívoros relacionados con la

remineralización de la materia orgánica de los sedimentos. Ambos son especies cuya expansión en el Mar Menor tuvo lugar a partir del ensanchamiento del canal de El Estacio.

En cada punto de muestreo, se realizaba un esquema de la distribución de las comunidades y alrededores, tomando posiciones de los límites entre comunidades mediante GPS para luego trasladar esta información al mapa realizado mediante ArcGIS. Además se realizaban observaciones sobre las presiones antrópicas existentes y cualquier otro dato de interés para la interpretación de los datos.

Transectos de vídeo arrastrado mediante embarcación.

Se han realizado grabaciones del fondo sumergido con una cámara Gopro (Hero 3+ black), que ha sido arrastrada por una zodiac a una distancia aproximada a 1 m del fondo. Se han diferenciado dos tipos de transectos: perimetrales (<3 m) y de cubeta (3-6,6 m). La trayectoria recorrida ha sido georeferenciada mediante el uso de un GPS (Garmin, GPS 72), y la profundidad ha sido tomada, cada minuto, utilizando una sonda de mano (HONDEX, PS-7). Se ha recorrido un total de 155,5 km de distancia y se han obtenido 37 horas de grabación que han sido visualizadas para identificar el tipo de vegetación y el número de Nacras.

Durante la visualización de los vídeos se anotaban los tiempos de inicio y final de aparición de cada tipo de comunidad, que gracias a la georeferenciación realizada eran trasladados a posiciones geográficas en el GIS (teniendo en cuenta los correspondientes errores). Lo mismo se realizaba con cada una de las Nacras que aparecían en el vídeo. Estos datos no han podido ser tratados de forma cuantitativa, solo a nivel cualitativo (ver más adelante), pero han permitido establecer la distribución de los macrófitos a gran escala en la laguna.

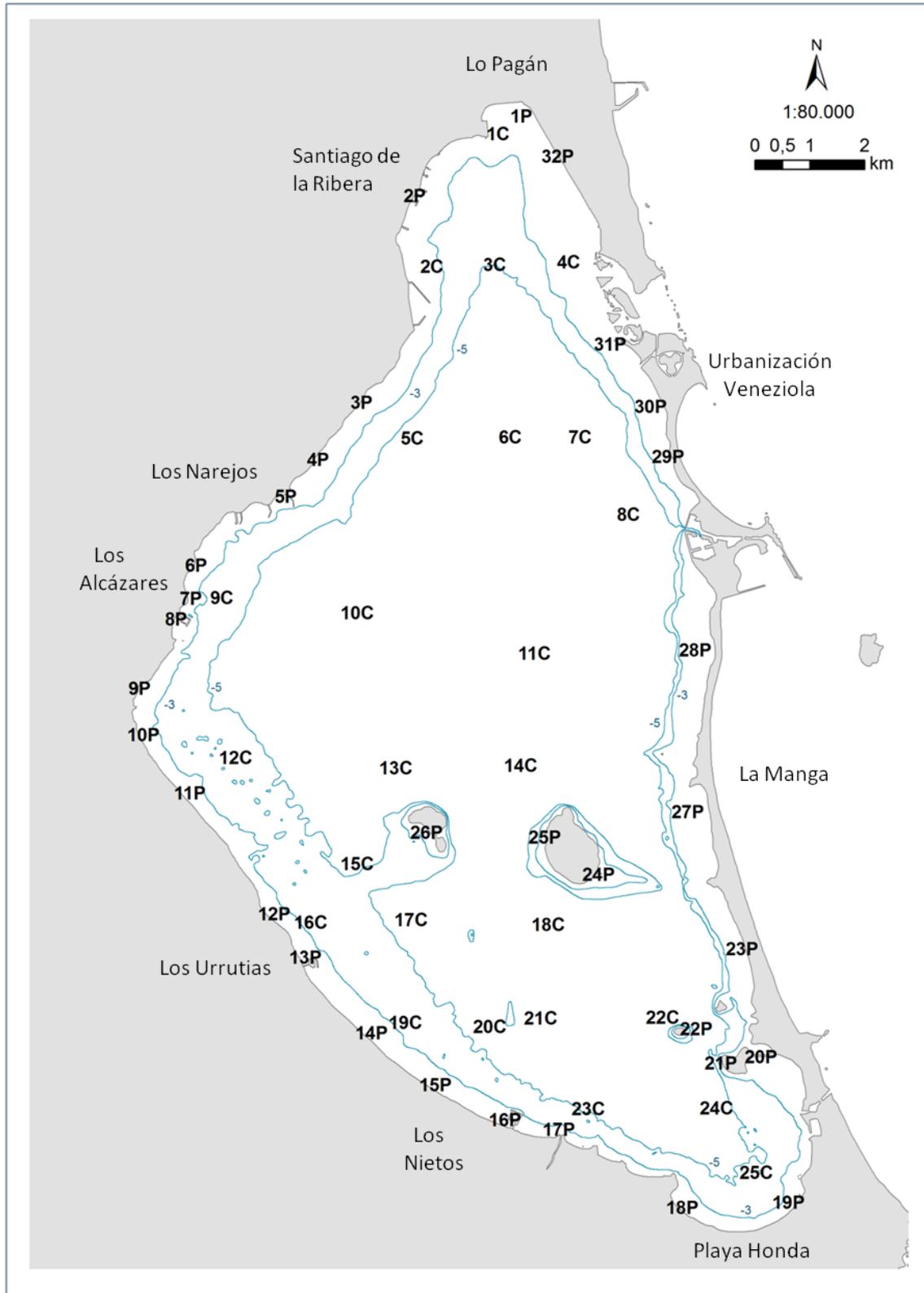


Figura 5. Localización de los puntos de muestreo establecidos en la laguna costera del Mar Menor para el estudio de macrófitos bentónicos, *Pinna nobilis*, holoturias y sedimentos (2014).

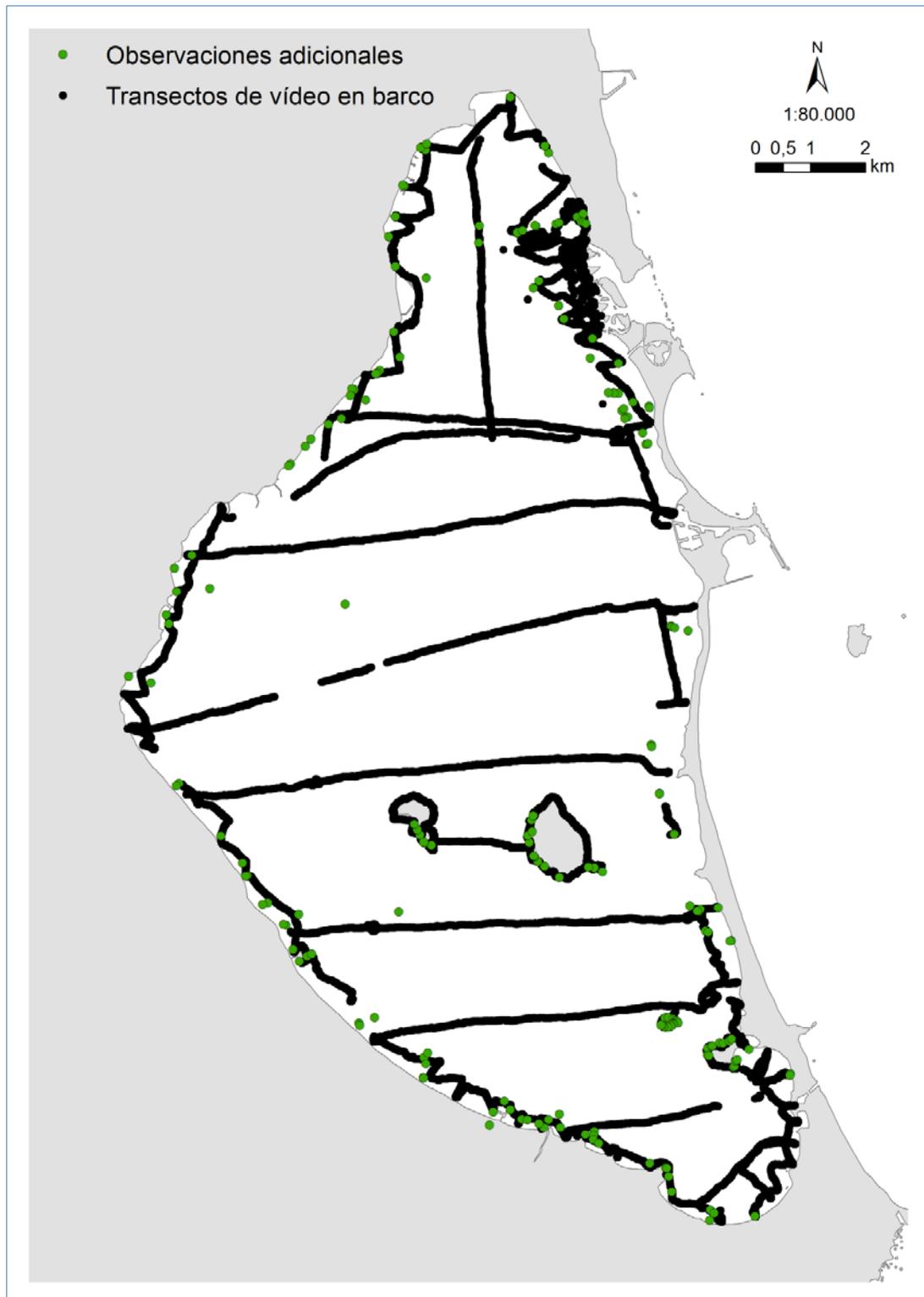


Figura 6. Trayectoria de los transectos de vídeo con barco y localización de las observaciones adicionales para el estudio de macrófitos bentónicos, *Pinna nobilis*, holoturias y sedimentos en el Mar Menor (2014).

Observaciones adicionales.

Mediante observación desde el barco o buceo en apnea, se han realizado observaciones sobre la distribución de la vegetación y la fauna en 189 puntos para obtener información adicional. Suelen ser puntos de difícil acceso con barco o de especial interés (límites entre praderas o manchas localizadas), donde se ha realizado la identificación de las comunidades o especies (bivalvo o vegetación). Cada punto se ha geolocalizado con GPS (Garmin, GPS 72) y la profundidad se ha medido con una sonda de mano.

4.2 Análisis de la distribución espacial y caracterización de las comunidades de macrófitos, fauna y sedimentos.

4.2.1 Comunidades de macrófitos bentónicos.

El mapa de **distribución espacial** de las comunidades de macrófitos se ha realizando volcando y combinando los datos obtenidos en los transectos de vídeo, puntos muestreo y observaciones adicionales, utilizando el programa ArcGIS 10. Como mapa base de partida se ha utilizado la cartografía de las praderas de macrófitos realizada por la Comunidad Autónoma de Murcia en 2004 (CARM, 2004). Para diferenciar mediante criterio cuantitativo las praderas monoespecíficas de *C. nodosa* y *C. prolifera* y las praderas mixtas de ambas especies se ha empleado el índice Cau/Cy (ver más abajo).

Para una **caracterización cuantitativa** correcta y precisa, la abundancia de las praderas de macrófitos ha de ser realizada a escalas espaciales diferentes, de acuerdo con los diferentes niveles de organización jerárquica de su estructura. Esto es especialmente necesario para el caso de plantas clonales cuyos rizomas, con sus frondes o haces, van ramificándose y formando manchas que cubren de forma heterogénea el sustrato; estas manchas forman a su vez manchas más grandes y éstas acaban configurando la estructura de la pradera a escala de paisaje. Estas plantas, ante cambios ambientales o perturbaciones pueden responder de muchas formas diferentes, en cada uno de estos niveles o escalas diferentes. Así, por ejemplo, las plantas pueden responder aumentando su densidad y/o biomasa (tamaño) dentro de una mancha, variando su proporción de biomasa aérea respecto a la subterránea o la morfología de sus frondes u hojas, o variando la superficie de las manchas que forman, es decir, mediante cambios en su extensión. Estos cambios

pueden ocurrir aisladamente o en combinación, dependiendo del tipo de perturbación, su intensidad y frecuencia. Por esta razón, la caracterización de la vegetación teniendo en cuenta solo uno de estos niveles o escalas puede fácilmente no reflejar la respuesta real del conjunto de la pradera.

En este caso se han considerado dos escalas de medición:

Macroescala: macrocobertura.

La macrocobertura es la extensión de las manchas que conforman el paisaje de la pradera a escala de decenas a cientos de metros. Cambios a este nivel implica cambios en la extensión de las manchas de pradera. Para cuantificar la abundancia de las especies de vegetación a un nivel de macroescala, en cada punto de muestreo se han lanzado 3 transectos lineales de 50 m de longitud, con un rumbo establecido previamente (Fig. 7 y 8). En cada uno de los transectos se ha medido la proporción de la superficie ocupada por cada especie. El valor de macrocobertura en cada punto de muestreo corresponde al valor medio del porcentaje de ocupación en los tres transectos lineales (3 transectos de 50 m/punto de muestreo = 171 transectos). La superficie total estudiada en los 57 puntos de muestreo corresponde a 8,55 km.

Mesoescala: mesocobertura

Esta es una medida de abundancia relativa que se refiere a la abundancia de los macrófitos dentro de las manchas de pradera. Su aumento o disminución estará relacionada con cambios en la densidad de plantas (como resultado de cambios en los patrones de ramificación) o cambios en el tamaño de las plantas o en su biomasa, o en ambas cosas a la vez. Para cuantificar la abundancia a un nivel de escala menor, en cada uno de los transectos lineales se han realizado 6 medidas de la abundancia relativa de *C. nodosa* y *C. prolifera* utilizando cuadrados (50 cm x 50 cm) (Fig. 7 y 8). Cada cuadrado está dividido en 60 subcuadrados, en los que se ha contado la presencia de cada especie, el 100 % de cobertura en cada cuadrado corresponde a la ocupación de los 60 subcuadrados. El valor de abundancia relativa para cada punto de muestreo corresponde al valor medio del % ocupado por cada especie en los 6 cuadrados (1,5 m²) tomados a lo largo de cada uno de los tres transectos lineales (total superficie muestreada en cada punto de muestreo: 4,5 m²). Las 6 medidas de abundancia relativa se han realizado en los tres transectos de las 57

estaciones de muestreo, de manera que esta variable se ha medido en un total de 256, 5 m².

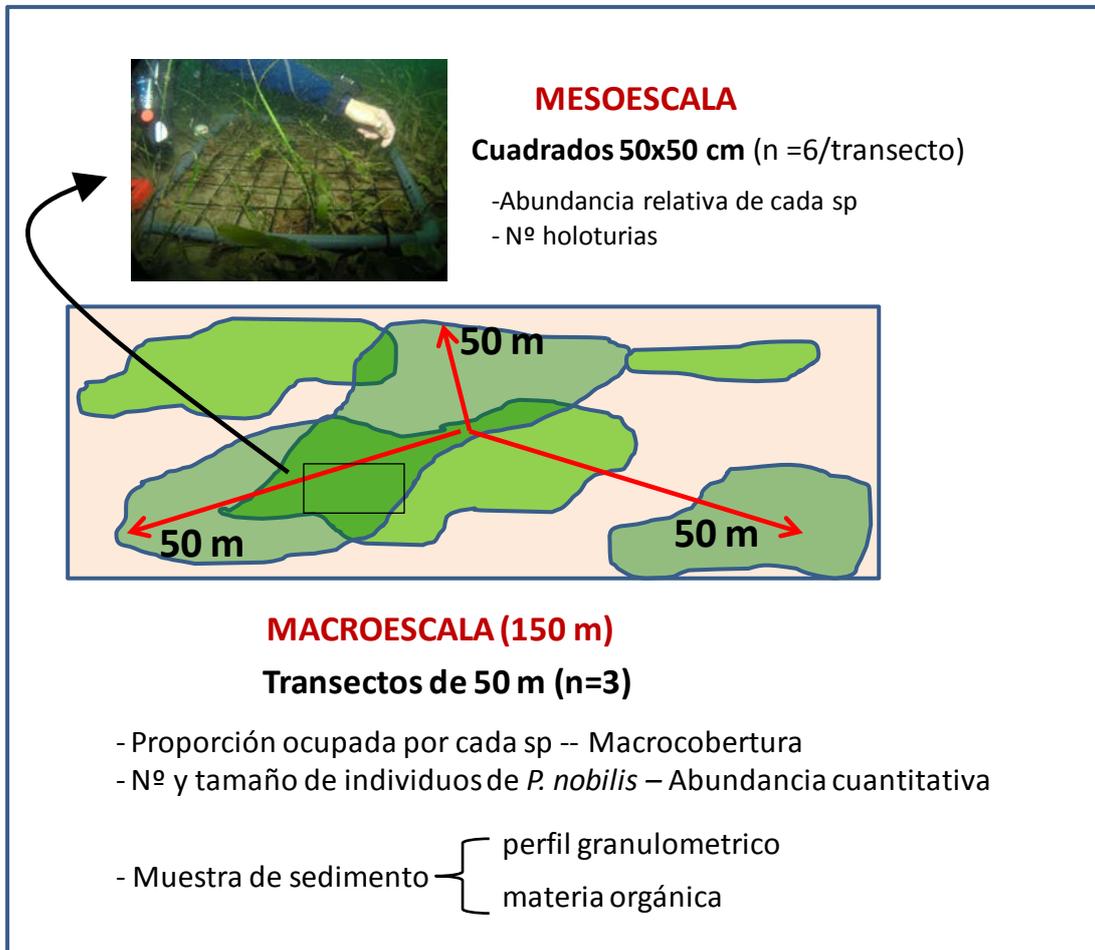


Figura 7. Esquema de las medidas realizadas en cada uno de los 57 puntos de muestreo para el estudio de la vegetación sumergida, *Pinna nobilis*, holoturias y sedimentos.

Estos datos han sido además aprovechados para decidir si la comunidad es una pradera monoespecífica de *C. nodosa* o de *C. prolifera*, o se trata de una pradera mixta, y así basar la distribución de esta comunidad en el mapa siguiendo un criterio objetivo. Para ello, se ha aplicado el **índice Cau/Cy (I)** (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1989), empleado inicialmente para datos de biomasa, pero adaptado en este caso para porcentajes de abundancia, para los cuales toma valores entre -2 y +2. A continuación se indica el cálculo del índice y el criterio empleado para diferenciar entre un tipo de comunidad u otra:

$$I = \log \frac{C_{au} + 1}{C_y + 1}$$

$\frac{-2 \quad -1 \quad 0 \quad +1 \quad +2}{\underbrace{\hspace{1.5cm}}_{Cy} \quad \underbrace{\hspace{1.5cm}}_{\text{Mixta}} \quad \underbrace{\hspace{1.5cm}}_{C_{au}}}$

De acuerdo con esto, cuando el índice toma valores entre -1 y -2 corresponde a **praderas monoespecíficas de *C. nodosa***, las **praderas mixtas** se sitúan entre -1 y 1 y cuando el índice toma valores superiores a +2 decidimos que se trata de una **pradera monoespecífica de *C. prolifera***.



Figura 8. Metodología empleada para el estudio de la abundancia de vegetación sumergida: a) Medidas de macrocobertura en transectos lineales de 50 m, b) medidas de abundancia relativa de cada especie con cuadrados (50 cm x 50 cm).

4.2.2 Poblaciones de *Pinna nobilis*

El mapa de **distribución** espacial del bivalvo se ha realizado en base a los datos obtenidos en los puntos de muestreo, transectos de vídeo y observaciones adicionales (Fig. 9).

La **abundancia** de *Pinna nobilis*, ha sido determinada de forma cuantitativa con las medidas realizadas en los transectos de los puntos de muestreo, y de forma cualitativa mediante análisis de los vídeos grabados durante el recorrido de los transectos en barco:

Abundancia cuantitativa:

Los datos *cuantitativos* de abundancia se han obtenido mediante el conteo de individuos presentes en una banda de 2 m de ancho a ambos lados de cada transecto lineal (200 m²). Los valores de abundancia en cada punto de muestreo, corresponden a la media del número de Pinnas encontradas en los tres transectos lineales (600 m²). El área total

muestreada para el estudio de abundancia cuantitativa en los 57 puntos de muestreo es de 34.200 m².

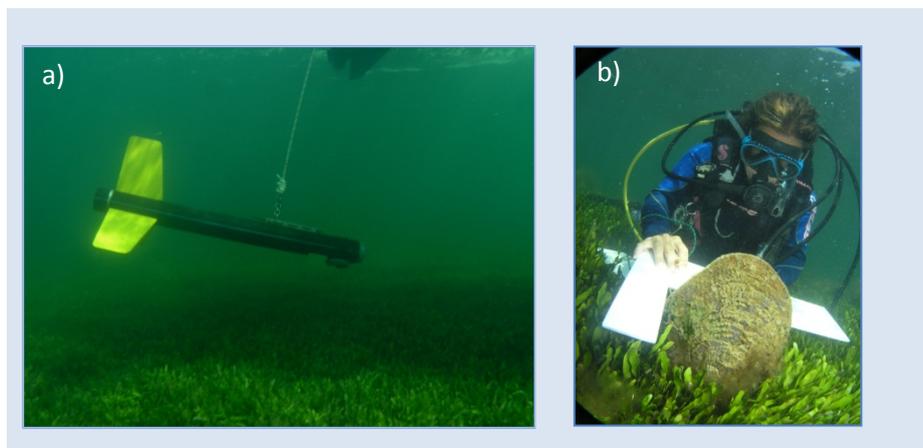


Figura 9. Muestreo de *Pinna nobilis*: a) Grabaciones de vídeo mediante transectos con barco, b) Medida de la anchura máxima de individuos encontrados en los transectos lineales (50 m).

Abundancia semicuantitativa

La abundancia del bivalvo ha sido analizada de forma *cualitativa* con los datos resultantes del análisis de las 37 horas de grabación de vídeo. A pesar de que se intentaba mantener una distancia constante entre la cámara y el fondo (1 m), era a veces difícil y ésta distancia estaba sujeta a cierta variabilidad entre transectos dentro de cada recorrido. Por tanto, la información obtenida no puede ser tratada de forma cuantitativa, sino más bien cualitativa. Para ello, la trayectoria realizada con los transectos en barco se ha dividido en tramos de 150 m de longitud. El valor de la suma de individuos encontrados en cada tramo (150 m), ha sido asignado al punto inicial del mismo. Estos datos han sido estandarizados dividiendo cada valor por el máximo obtenido. De manera que, se han obtenido 243 puntos en los que el valor de abundancia cualitativa varía entre 0 (ausencia) y 1 (abundancia máxima).

El análisis de la estructura poblacional de *Pinna nobilis* de la laguna, se ha realizado en base a la distribución de tamaños de los individuos. Utilizando una tablilla con forma de L, se ha medido la anchura máxima de cada ejemplar que se ha encontrado en las dos bandas de 2 m de ancho a ambos lados de los 3 transectos lineales en cada punto de muestreo. El área total muestreada para el estudio de distribución de tallas en los 57 puntos de muestreo es de 34.200 m².

Para estimar el tamaño total de los individuos del bivalvo a partir de las medidas de anchura máxima, se ha utilizado la ecuación de la regresión propuesta por García-March (2005):

$$Ht= 1,29A^{1,24}$$

Donde Ht es el tamaño total, y A se refiere a la anchura máxima.

4.2.3 Poblaciones de holoturias

La distribución y abundancia de holoturias se ha determinado mediante el conteo de individuos que se han encontrado en el interior de los 6 cuadrados (50 cm x 50 cm), tomados en los 3 transectos lineales y de cada punto de muestreo. Los datos para caracterizar estas poblaciones se han obtenido, por lo tanto, de un área muestreada total de 256,5 m² de la laguna.

4.2.4 Caracterización de sedimentos

Para realizar la caracterización de sedimento, se han tomado muestras de los 5 cm superficiales del sustrato mediante el uso de corers (Fig. 10). Se han recogido tres corers por estación, cada uno en las inmediaciones de cada transecto lanzado. La concentración de materia orgánica, se ha analizado mediante diferencia de peso entre el material seco (60º, 24 h.) y calcinado (550º, 4 h.), siguiendo el protocolo de Heiri (2001) que recomienda usar 550º para calcinar sedimento con mucha materia orgánica. El análisis de granulometría de sedimentos, se ha llevado a cabo mediante la eliminación de materia orgánica con H₂O₂ (24 h.). Posteriormente, las muestras se han tratado con una solución de Calgón 4 % (hexametáfosfato sódico y carbonato sódico), en agitación magnética durante 2 h para facilitar la dispersión de partículas (ECOS. estudios ambientales y oceanografía, comunicación personal). Tras el secado de las muestras, se ha separado y pesado la porción correspondiente a cada tamaño de grano utilizando un tamizador automático. Pila de tamices con 4 tamaños de luz de malla diferentes: grava (> 2 mm), arenas gruesas (2 mm-250 µm), arenas finas (250 µm-0,063 µm), limos y arcillas (< 0,063 µm). De cada muestra se anotaban además observaciones sobre la textura, estratificación y color del sedimento.

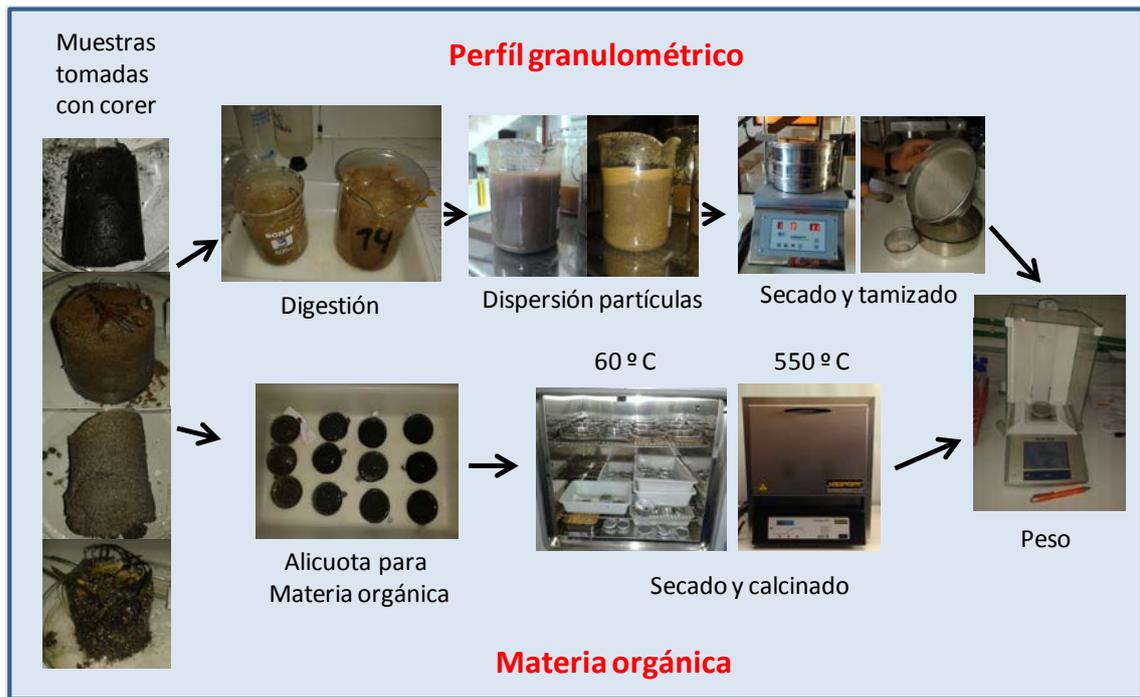


Figura 10. Esquema del procedimiento del análisis de granulometría y materia orgánica de los sedimentos.

4.2.5 Mapa de distribución de las comunidades de macrófitos bentónicos.

Todos los mapas de este trabajo se han realizado con el programa ArcGIS 10. El sistema de referencia geodésico con el que se ha trabajado y generado los mapas es el Europeo ETRS-89 (European Terrestrial Reference System 1989).

Para construir el mapa de distribución de los macrófitos bentónicos de la laguna, se han consultado las ortofotos más actuales disponibles en Google Earth y la Ortofoto_2009. Esta última se ha obtenido del servicio de infraestructura de datos espaciales de referencia de la Región de Murcia (Cartomur). También se han tenido en cuenta los resultados del mapa cartográfico de la laguna realizado por la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio (CARM) en 2004. Para la construcción de los mapas de la cartografía, se han considerado los datos de profundidad obtenidos en este trabajo, y también la capa de batimetría que forma parte de la Ecocartografía del litoral español realizado por la Dirección de Sostenibilidad de la Costa y el Mar (MAGRAMA, 2008-2009).

Sobre esta base se ha volcado en GIS toda la información cuantitativa y cualitativa de la vegetación bentónica obtenida mediante los métodos descritos anteriormente para obtener un mapa de las comunidades de macrófitos. En base a las metodologías empleadas y la densidad de información espacial, la información cartográfica resultante tiene un grado de

detalle mayor para las zonas someras perimetrales (1:4.000), más restringidas y con muy elevada heterogeneidad ambiental, que para las zonas de cubeta (1:25.000) desproporcionadamente más amplias y homogéneas ambientalmente.

4.2.6 Análisis de datos

Se han aplicado métodos de estadística espacial para representar la variación espacial en la laguna de las variables medidas de vegetación sumergida, *P. nobilis*, holoturias y sedimentos estudiados. En primer lugar se han generado mapas de elementos puntuales, cada una de las cuales contiene los puntos de muestreo con los datos correspondientes a la variable a representar. Posteriormente, y mediante un proceso de interpolación se han obtenido los mapas finales, cada uno de ellos ha sido construido con el método de interpolación más adecuado a la naturaleza de los datos a tratar. En el caso de los mapas de abundancia cuantitativa y cualitativa de *P. nobilis* y abundancia cuantitativa de holoturias se ha utilizado el *kriging* como algoritmo de interpolación. Para construir los mapas de abundancia de macrófitos y caracterización del sedimento se han utilizado métodos basados en los valores de las medias ponderadas. En el caso de los mapas de interpolación de la macrocobertura y abundancia relativa de *C. nodosa* y *C. prolifera*, así como para el índice Cau/Cy, se ha utilizado el método del *vecino más próximo*. Para la obtención de mapas de interpolación para los datos de sedimentos (granulometría y materia orgánica), se ha aplicado el método de interpolación de la media ponderada por el inverso de la distancia, IDW (Inverse Distance Weighting).

Se ha realizado un análisis preliminar para determinar los patrones generales de variación entre las variables ambientales analizadas y la abundancia de *C. nodosa*. Para ello se han empleado diferentes aproximaciones estadísticas: correlación simple, modelos lineales generalizados (GLM) y análisis multivariante (PCA). Puesto que los datos de abundancia son porcentajes, para realizar el GLM se ha aplicado un modelo de regresión beta, empleando como función de enlace la función logit. Para la bondad de ajuste se ha empleado el parámetro AIC (Akaike Information Criterion) equivalente para este tipo de modelos (DIC). El Análisis de Componentes Principales (PCA), basado en la matriz de correlación de las variables ambientales (Profundidad, Latitud, Longitud, Cobertura de *C. prolifera*, Materia Orgánica, Gravas, Arenas gruesas, Arenas Finas y contenido en finos), incluye una interpretación a posteriori de los ejes de la ordenación en función de las variables relacionadas con la abundancia de *C. nodosa* (Mesocobertura y Macrocobertura). Los datos relativos a las variables ambientales fueron previamente transformados para

conseguir su estandarización. El análisis de ordenación fue llevado a cabo mediante el programa CANOCO version 4.5 (Microcomputer Power Ltd).

5 Resultados

5.1 Descripción de las comunidades de macrófitos bentónicos de la laguna.

El resultado de la cartografía de las comunidades de macrófitos bentónicos de la laguna se muestra en el ANEXO I. En dicho anexo se muestra el mapa general de la laguna a escala 1:55.000 y una serie de mapas a escala más detallada (1:27.000), mostrando el detalle de las zonas someras perimetrales. El mapa ha sido exportado a formato *kmz* para poder realizar su visualización en Google Earth. Los archivos con los mapas en formato *tiff* y las capas asociadas a los mismos (formato *shp* y *kmz*), se pueden encontrar en el CD-ROM anexo a este informe.

En el ANEXO II se muestran los resultados de abundancia para caracterizar las comunidades de macrófitos bentónicos, poblaciones de *Pinna nobilis* y holoturias en la laguna costera del Mar Menor durante los muestreos de 2014.

5.1.1 Tipos de especies y comunidades, cartografía y áreas ocupadas.

En este trabajo se ha cartografiado un total de 13.558,64 hectáreas correspondientes al fondo sumergido de la laguna, incluyendo Las Encañizadas (Belando *et al.*, 2014). Estos fondos se encuentran total o parcialmente colonizados por comunidades dominadas por tres especies de macrófitos bentónicos:

- a) Las praderas de *Cymodocea nodosa*, que ocupan 7.315,15 ha, es decir, el 53,92 % del área total sumergida de la laguna.
- b) El alga *Caulerpa prolifera* (división *chlorophyta*), que está presente en el 87 % de la superficie muestreada.
- c) La angiosperma *Ruppia cirrhosa* que ocupa el 1,08 % de la superficie lagunar.

Tras el intenso trabajo de campo realizado, se descarta la presencia de *Zostera noltei* o cualquier otra especie de angiosperma en la laguna en la actualidad. Las observaciones al

microscopio determinaron que todas las muestras recolectadas correspondían a *Ruppia cirrhosa* y no a *Z. noltei*, tal y como se había establecido en cartografías anteriores (CARM, 2004). En el informe realizado específicamente para el paraje natural de las Encañizadas (Belando *et al.*, 2014), se describen con detalle las diferencias entre *Ruppia cirrhosa* y *Zostera noltei*, que se han seguido como criterio en este estudio. Por último, mencionar que en la zona de las Encañizadas se han observado pequeñas manchas del clorófito invasor *Caulerpa cylindracea* en algunos puntos localizados (Belando *et al.*, 2014).

Estas especies aparecen bien formando praderas monoespecíficas o bien en combinación con las otras especies de macrófitos. En la Tabla 1 se indican los tipos de comunidades observados en base al tipo de vegetación dominante y las áreas que ocupan. En la Figura 11 se puede observar el aspecto de algunos de estos tipos de comunidad.

Tabla 1. Tipos de comunidad y superficie ocupada en la laguna del Mar Menor

TIPO DE COMUNIDAD	ÁREA (ha)
Manchas dispersas de <i>C. nodosa</i> en arena	449,72
Manchas dispersas de <i>C. prolifera</i> en arena	956,75
Manchas dispersas de <i>C. nodosa</i> y <i>C. prolifera</i> en arena	819,84
Praderas de <i>C. nodosa</i>	209,54
Praderas de <i>C. prolifera</i>	4.194,59
Praderas mixtas de <i>C. nodosa</i> y <i>C. prolifera</i>	6.580,26
<i>R. cirrhosa</i>	50,43
<i>R. cirrhosa</i> y <i>C. nodosa</i>	40,49
<i>R. cirrhosa</i> y <i>C. prolifera</i>	19,87
<i>R. cirrhosa</i> , <i>C. prolifera</i> y <i>C. nodosa</i>	35,15
Manchas dispersas de <i>C. prolifera</i> y <i>C. cylindracea</i>	0,29
Arribazón de <i>Posidonia</i>	1,86
Arenas sin vegetación	54,32
Playa artificial sumergida	37,20
Fotófilo sobre sustrato rocoso	114,33
Fangos	1,96

Entendemos **pradera mixta** como praderas de macrófitos en las que las especies dominantes se entremezclan. En base a esta definición, praderas mixtas como tales son solo

las formadas por *C. nodosa*-*C. prolifera* y *R. cirrhosa*-*C. prolifera*. Las angiospermas *C. nodosa* y *R. cirrhosa* no se mezclan, sino que ambas forman un mosaico de manchas.

Como se ha explicado en el apartado de metodología, la decisión para establecer los límites cartográficos entre las praderas mixtas de *C. nodosa* y *C. prolifera* y las praderas monoespecíficas de ambas especies, se ha basado en las clases establecidas por el índice Cau/Cy (ver resultados a continuación).

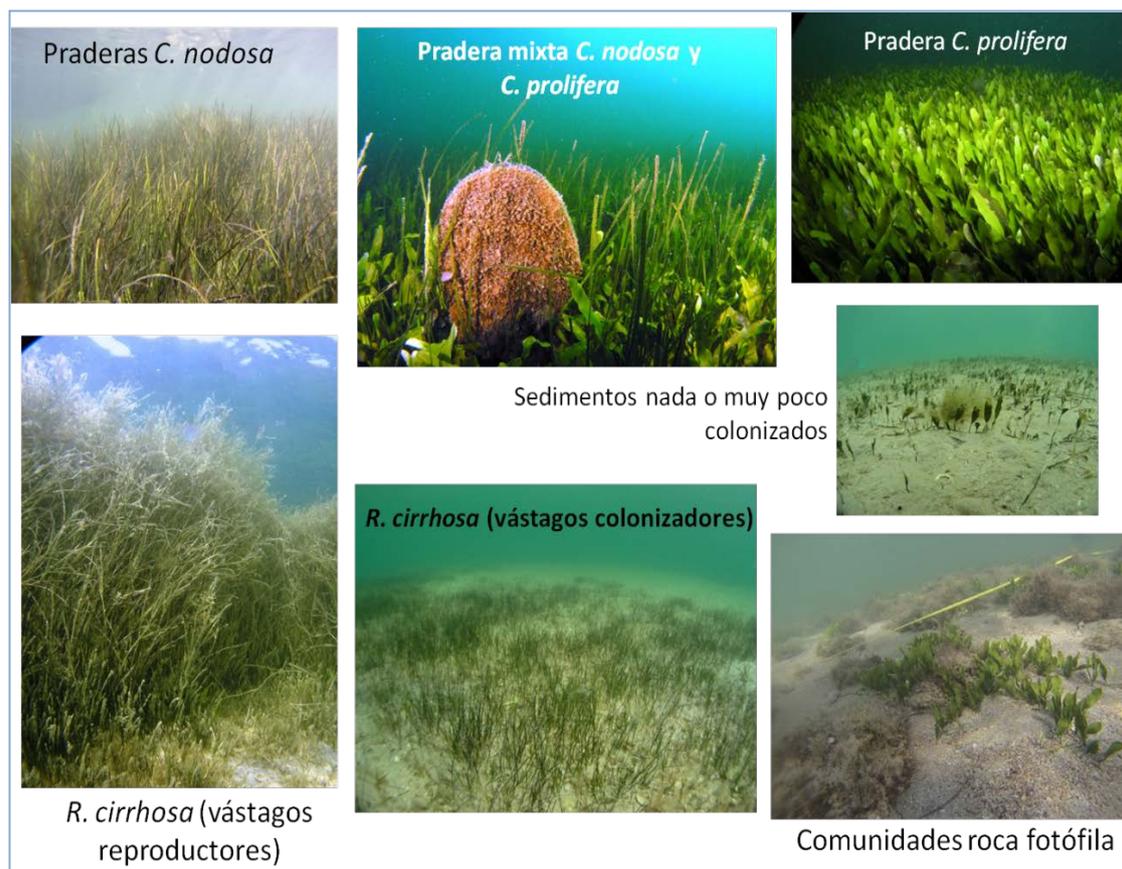


Figura 11. Tipos de biocenosis establecidas para realizar el mapa de la cartografía de macrófitos bentónicos en la laguna.

5.1.2 Variación espacial de la abundancia de las comunidades de macrófitos.

Los mapas resultantes de las interpolaciones realizadas con los datos obtenidos para las variables abundancia relativa y macrocobertura de *C. nodosa* y *C. prolifera* se muestran en las Figuras 12 y 13. En las Tablas 2 y 3 del ANEXO II se indican también los valores medios obtenidos para dichas variables en cada especie.

La tabla 2 muestra un resumen de los valores medios globales de las variables de abundancia obtenidos en las zonas someras perimetrales y en las zonas de cubeta más profundas. A simple vista se deduce una importante influencia de la profundidad sobre la estructura de la vegetación.

Tabla 2. Resumen de los valores de abundancia relativa y macrocobertura (%) para *C. nodosa* y *C. prolifera* obtenidos en la red de 57 puntos de muestreo.

			MEDIA	M ÁXIMO	M ÍNIMO
<i>C. nodosa</i>	Abundancia relativa (4,5 m ²)	CUBETA	34,3 ± 4,7	74,7	1,6
		PERIMETRO	86,2 ± 2,1	99,4	56,1
	Macrocobertura (150m)	CUBETA	44,7 ± 6,4	100,0	14,0
		PERIMETRO	69,2 ± 3,8	100,0	25,5
<i>C. prolifera</i>	Abundancia relativa (4,5 m ²)	CUBETA	63,5 ± 7,0	100,0	0,8
		PERIMETRO	28,7 ± 0,9	100,0	0,3
	Macrocobertura (150m)	CUBETA	38,2 ± 2,6	50,0	2,3
		PERIMETRO	27,7 ± 5,1	100,0	0,7

5.1.2.1 Distribución y abundancia de *C. nodosa*

En el caso de *C. nodosa* ambas variables de abundancia muestran patrones generales de variación espacial similares (Fig 12, Tabla 2 y 3 del ANEXO II). En general, las praderas de la angiosperma son más abundantes en las zonas someras perimetrales que en las zonas más profundas de cubeta. Una gran parte de las praderas perimetrales son monoespecíficas, mientras que las de la cubeta central son todas mixtas con *C. nodosa*.

Las praderas someras perimetrales de *C. nodosa* más extensas y con mayores valores de abundancia relativa (entre 81 y 99 %), se encuentran en el extremo noreste (zona de las Encañizadas y camino de las Salinas de San Pedro) y suroeste (desde la rambla del Albuñón hasta la rambla de la Carrasquilla) de la laguna. Otras zonas someras con praderas monoespecíficas bien desarrolladas son el litoral del aeropuerto de San Javier, las Islas y algunos puntos del extremo sur de la laguna (playa Honda). En general estas praderas presentan valores de macrocobertura también muy elevados (75-100 %).

En el resto de zonas, las praderas de *C. nodosa* presentan valores de macrocobertura media inferiores al 60%. Los valores mínimos se han obtenido frente los núcleos urbanos de los Narejos y los Alcázares, donde los valores medios de macrocobertura son solo del 26 %. En esta zona, al igual que en la franja sumergida del litoral adyacente al núcleo urbano de Santiago de la Ribera y Lo Pagán, *C. nodosa* está presente en puntos muy localizados o

formando manchas dispersas sobre los fondos arenoso. Casualmente, estas zonas costeras han sido objeto de construcción y mantenimiento de amplias playas artificiales, con sus diques y espigones de contención, que han sepultado directamente el hábitat de las praderas.

Otras zonas someras con valores bajos de macrocobertura de *C. nodosa* se localizan en las inmediaciones de la Rambla del Albuñón y de la Rambla del Ponce (31 y 40%, respectivamente). De forma similar, otras zonas como el aeropuerto, la rambla de la Maraña o la rambla del Beal presentan valores algo más elevados (50-66%), pero no tan altos como el resto de zonas someras perimetrales estudiadas. Estos datos sugieren que las zonas influenciadas por aportes terrestres continuos o discontinuos podrían estar condicionando o limitando de algún modo la expansión de las praderas en estas zonas concretas. No obstante este tipo de afirmaciones es bastante especulativo, sobre todo teniendo en cuenta que hay desembocaduras de ramblas como la de Miranda y la Carrasquilla en las que la macrocobertura de *C. nodosa* es del 75-87%.

Por otro lado, las praderas de *C. nodosa* de zonas someras perimetrales de la rivera este que colonizan los fondos adyacentes a la Manga (al norte de la isla del Ciervo), presentan valores de abundancia relativa altos, en torno al 65%, pero la macrocobertura es muy variable (38-75%) ya que en estas zonas no se contemplan praderas amplias, sino que aparecen como grandes extensiones arenosas salpicadas de manchas más o menos pequeñas muy dispersas (los valores más elevados se encuentran en las inmediaciones del Estacio). Estos patrones espaciales podrían reflejar la dominancia de perturbaciones de naturaleza hidrodinámica y sedimentaria que limitarían de algún modo el desarrollo de las praderas de *C. nodosa* en esta zona.

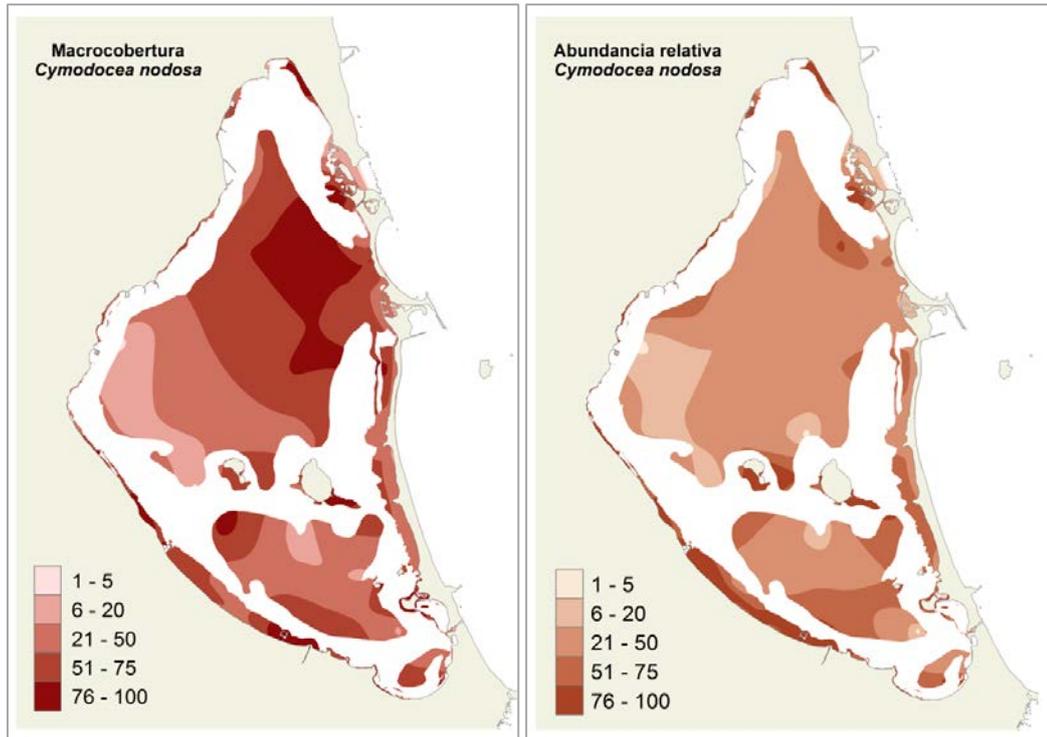


Figura 12. Mapas resultantes de la interpolación de los valores de macrocobertura y abundancia relativa (%) de *C. nodosa*.

5.1.2.2 Distribución y abundancia de *C. prolifera*

Los mapas de interpolación para las medidas de macrocobertura y abundancia relativa de *C. prolifera* reflejan también un patrón de distribución espacial similar (Fig 13, Tabla 2 y 3 del ANEXO II). En general, la abundancia del alga es mayor en las zonas más profundas de la cubeta, y particularmente en las zonas más profundas de la cubeta sur y en el extremo norte de la laguna. En estas zonas, la abundancia relativa llega a ser del 75-100% aunque su macrocobertura no es superior al 50%, incluso en las zonas en las que forma praderas monoespecíficas, como la zona profunda de la cubeta sur.

La macrocobertura del alga es en general baja y prácticamente sin diferencias entre las zonas somera y profunda (27-38%, Tabla 2). Pero a nivel de abundancia relativa el alga no solo muestra valores medios más bajos ($\leq 20\%$, Tabla 2 y 3 del ANEXO II) en la mayoría de los puntos de muestreo, sino que está ausente en amplias extensiones de la ribera suroeste y este. Solo en dos puntos de muestreo de la zona perimetral somera se observaron valores de 100% abundancia de *C. prolifera*: en los fondos adyacentes al club náutico de los Alcázares (punto 8P) y un dragado localizado en el sur de la urbanización Veneziaola (punto 30P) (Fig. 5).

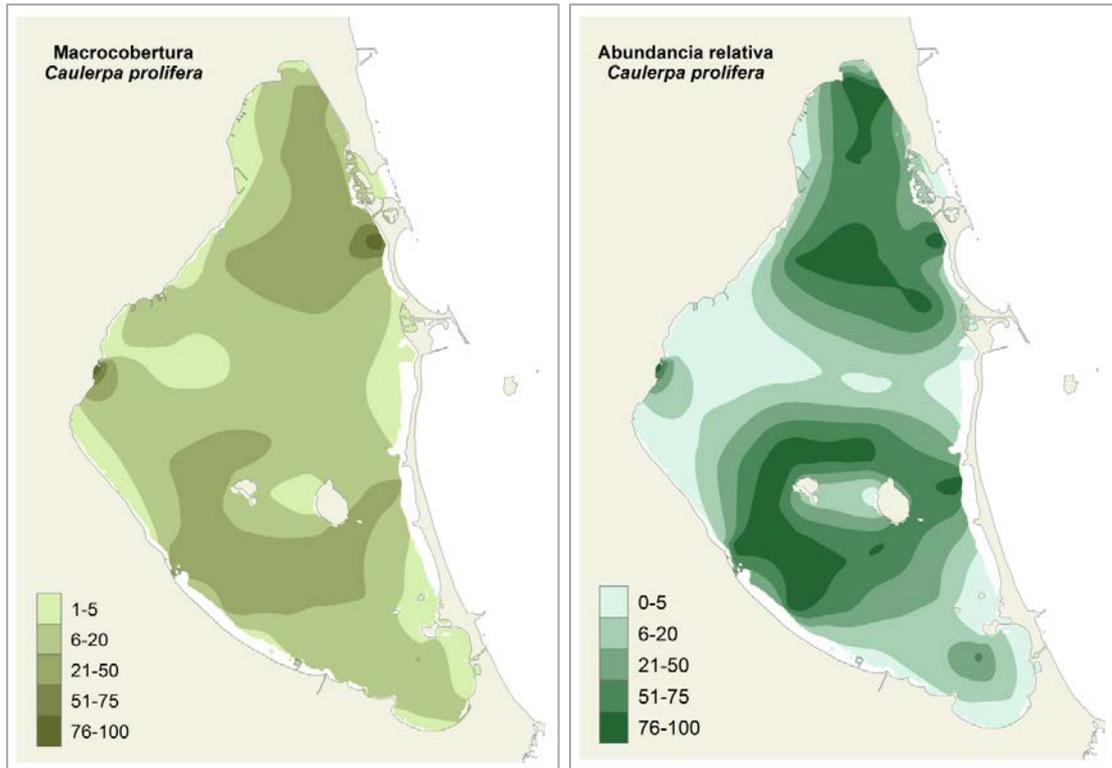


Figura 13. Mapas resultantes de la interpolación de los valores de macrocobertura y abundancia relativa (%) de *C. prolifera* y utilizados en el cálculo del índice Cau/Cy.

5.1.2.3 Praderas mixtas de *C. nodosa* y *C. prolifera*

Los mapas de interpolación para los valores del índice Cau/Cy utilizado para determinar los límites entre praderas mixtas y monoespecíficas de forma cuantitativa (Fig. 14), también muestran cierta consistencia para ambas medidas de abundancia, aunque en algunos casos los valores de macrocobertura difieren de los obtenidos para las abundancias relativas. A la hora de trasladar estos resultados a los límites de las comunidades representados en la cartografía (ANEXO I), en estos casos se seleccionaba la clase del índice con valor más alto (en términos absolutos).

Teniendo en cuenta que valores inferiores a -1 se asignan a praderas monoespecíficas de *C. nodosa*, como se puede observar en el mapa (en marrón), el valor del índice indica que la mayoría de las praderas de las zonas perimetrales de la laguna son praderas monoespecíficas de la angiosperma. Valores del Cau/Cy ratio entre -1 y +1 corresponden a praderas mixtas, que se indican en marrón claro en el mapa, y están localizadas en las zonas de cubeta central más profunda. Del mismo modo, valores del índice

mayores de +1 se asocian a praderas monoespecíficas de *C. prolifera* que se han representado en el mapa con azul oscuro, encontrándose principalmente en la zona de cubeta sur y extremo norte de la laguna.

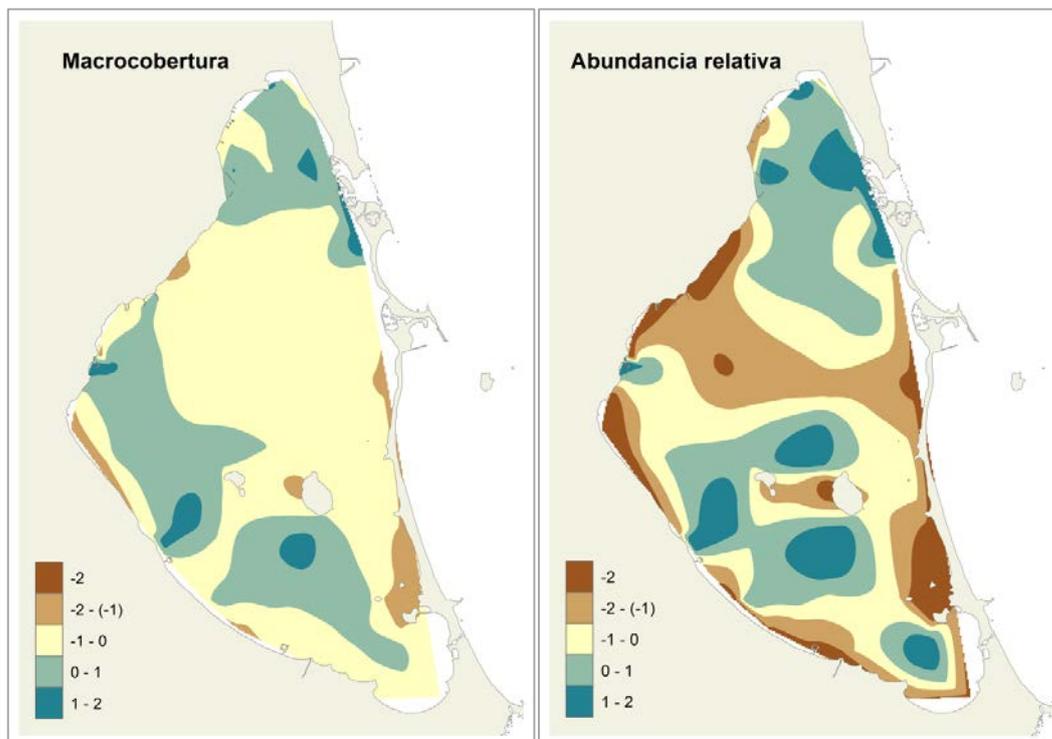


Figura 14. Mapas resultantes de la interpolación de los valores del Cau/Cy ratio obtenido a partir de los datos de macrocobertura y abundancia relativa (%) de *C. nodosa* y *C. prolifera*.

De acuerdo con este criterio y el resto de información obtenida (vídeos, observaciones, etc.) la distribución de las praderas mixtas de *C. nodosa* y *C. prolifera* es la que se muestra en el mapa del ANEXO I. Como se aprecia estas praderas mixtas ocupan grandes extensiones en las zonas profundas (4,5-6,6 m) de la cubeta central de la laguna. En estas praderas mixtas, *C. nodosa* puede alcanzar valores medios de abundancia relativa entre el 20 y el 74,7 % y valores medios de macrocobertura de hasta el 100% (en la zona de cubeta norte) (Tabla 2 y 3 del ANEXO II). En el caso de *C. prolifera*, los valores de abundancia relativa en estas praderas mixtas alcanzan máximos de 100%, pero la macrocobertura no supera el 50%.

Un resultado llamativo es la disminución en la abundancia de ambas especies en una amplia zona de cubeta localizada frente a la rambla del Albuñón, donde se observan fondos arenosos colonizados por manchas pequeñas y dispersas de ambas especies (mapa ANEXO I).

5.1.2.4 Relaciones entre la abundancia de la vegetación bentónica y los factores ambientales.

Correlaciones entre datos de macrocobertura y variables ambientales.

En la siguiente tabla se muestra la matriz de correlación de *C. nodosa* y *C. prolifera* con los factores ambientales medidos en este trabajo, a nivel de macrocobertura (es decir, la extensión de las manchas de pradera sobre el sustrato):

Variable	Correlations (macrocobertura) Marked correlations are significant at $p < ,05000$ N=55 (Casewise deletion of missing data)							
	prof	%Cym	%Cau	mo	gravas	agruesa	afina	finos
prof	1,00	-0,44	0,52	0,88	0,17	-0,06	-0,51	0,73
%Cym	-0,44	1,00	-0,15	-0,29	-0,17	0,04	0,23	-0,26
%Cau	0,52	-0,15	1,00	0,59	-0,03	-0,09	-0,22	0,49
mo	0,88	-0,29	0,59	1,00	-0,07	-0,22	-0,31	0,83
gravas	0,17	-0,17	-0,03	-0,07	1,00	0,18	-0,66	-0,11
agruesa	-0,06	0,04	-0,09	-0,22	0,18	1,00	-0,61	-0,41
afina	-0,51	0,23	-0,22	-0,31	-0,66	-0,61	1,00	-0,24
finos	0,73	-0,26	0,49	0,83	-0,11	-0,41	-0,24	1,00

A nivel de macrocobertura, *C. nodosa* se encuentra negativamente correlacionada con la profundidad, y en menor medida con el porcentaje de materia orgánica de los sedimentos. Por el contrario, la abundancia de *C. prolifera* se muestra relacionada positivamente con la profundidad y con el porcentaje de materia orgánica y finos del sedimento. A su vez, estas dos últimas variables se encuentran altamente correlacionadas entre sí y muestran una correlación elevada y positiva con la profundidad. A nivel de macrocobertura, no existe una relación entre la abundancia de ambos macrófitos.

Correlaciones entre datos de mesocobertura y variables ambientales.

En la siguiente tabla se muestra la matriz de correlación entre las variables a nivel de mesocobertura (abundancia de *C. nodosa* y *C. prolifera* dentro de las manchas de vegetación)

Correlations (mesocobertura)								
Marked correlations are significant at $p < ,05000$								
N=56 (Casewise deletion of missing data)								
Variable	prof	%Cym	%Cau	mo	gravas	agruesa	afina	finos
prof	1,00	-0,65	0,48	0,86	0,18	-0,06	-0,49	0,69
%Cym	-0,65	1,00	-0,61	-0,64	-0,09	0,16	0,33	-0,63
%Cau	0,48	-0,61	1,00	0,63	0,06	-0,17	-0,28	0,60
mo	0,86	-0,64	0,63	1,00	-0,07	-0,22	-0,31	0,83
gravas	0,18	-0,09	0,06	-0,07	1,00	0,18	-0,65	-0,11
agruesa	-0,06	0,16	-0,17	-0,22	0,18	1,00	-0,61	-0,41
afina	-0,49	0,33	-0,28	-0,31	-0,65	-0,61	1,00	-0,25
finos	0,69	-0,63	0,60	0,83	-0,11	-0,41	-0,25	1,00

A nivel de mesocobertura, la abundancia de *C. nodosa* dentro de las manchas se encuentra negativa y altamente correlacionada con la profundidad, la abundancia de *C. prolifera* y el porcentaje de finos y materia orgánica del sedimento. Por su parte, *C. prolifera* muestra una relación positiva y más moderada con la profundidad y una correlación también positiva, pero más intensa con el contenido de materia orgánica y finos de los sedimentos. Igualmente aquí estas dos últimas variables muestran una correlación muy elevada entre sí y con la profundidad. A nivel de mesocobertura existe una correlación negativa alta entre ambos macrófitos.

Modelos lineales generalizados (GLM)

A continuación se muestran los resultados preliminares obtenidos tras el análisis mediante modelos lineales generalizados (GLM), considerando solo las variables que han mostrado relaciones más intensas con la abundancia de los macrófitos, que son, principalmente, la profundidad y la materia orgánica del sedimento (los materiales finos se consideran redundantes al estar muy altamente correlacionados con la materia orgánica y no han sido incluidos en el análisis).

- Para el caso de la **macrocobertura** de *C. nodosa*, el resultado del análisis GLM es el siguiente:

```

> cymo
modelos.dic ICPO DIC
cymo ~ 1 + Profundidad -0.07 -6.83
cymo ~ 1 + interac -0.06 -6.47
cymo ~ 1 + X..materia.organica -0.05 -5.70
cymo ~ 1 + Profundidad + interac -0.04 -5.05
cymo ~ 1 + Profundidad + X.Caulerpa -0.04 -5.05
cymo ~ 1 + Profundidad + X..materia.organica -0.04 -4.94
cymo ~ 1 -0.05 -4.92
cymo ~ 1 + X.Caulerpa + interac -0.04 -4.69
cymo ~ 1 + X..materia.organica + interac -0.04 -4.63
cymo ~ 1 + X.Caulerpa -0.04 -4.59
cymo ~ 1 + X..materia.organica + X.Caulerpa -0.03 -3.99
cymo ~ 1 + Profundidad + X..materia.organica + interac -0.01 -3.42
cymo ~ 1 + Profundidad + X..materia.organica + X.Caulerpa -0.01 -3.28
cymo ~ 1 + Profundidad + X.Caulerpa + interac -0.02 -3.24
cymo ~ 1 + X..materia.organica + X.Caulerpa + interac -0.01 -2.84
cymo ~ 1 + Profundidad + X..materia.organica + X.Caulerpa + interac 0.01 -1.59

```

Según estos resultados, el modelo que más se ajusta para explicar la macrocobertura de *C. nodosa* es el siguiente:

$$\% C. nodosa = 0,312 - 0,153* [\text{Profundidad}]$$

- En el caso de la **mesocobertura**, el resultado del análisis GLM es el siguiente:

```

> cymo
modelos.dic ICPO DIC
cymo ~ 1 + Profundidad + X..materia.organica + X.Caulerpa -0.40 -42.83
cymo ~ 1 + Profundidad + X.Caulerpa -0.39 -40.82
cymo ~ 1 + Profundidad + X..materia.organica -0.38 -40.60
cymo ~ 1 + Profundidad -0.39 -40.14
cymo ~ 1 + X..materia.organica + X.Caulerpa -0.31 -32.34
cymo ~ 1 + X.Caulerpa -0.30 -30.30
cymo ~ 1 + X..materia.organica -0.29 -
30.09
cymo ~ 1 -0.20 -19.94

```

De acuerdo con estos resultados, los modelos que mejor explican a la mesocobertura de *C. nodosa* son los siguientes:

$$\% C. nodosa = 1,245 - 0,593*[\text{Profundidad}] + 0,127*[\% \text{Materia orgánica}] - 0,011*[\% C. prolifera]$$

$$\% C. nodosa = 1,406 - 0,322*[\text{Profundidad}] - 0,009*[\% C. prolifera]$$

Análisis multivariante de componentes principales (PCA)

Por último se realizó un análisis multivariante de componentes principales (PCA) para la ordenación de las estaciones de muestreo en función de la estructura de las praderas de *C. nodosa* (variables respuesta “Mesocobertura Cymodocea” y “Macrocobertura Cymodocea”) y las variables ambientales (profundidad, características del sedimento, abundancia de *C. prolifera* y posición geográfica en la laguna), cuyo resultado principal se ilustra en la siguiente gráfica (Fig. 15) y en la tabla (Tabla 3) a continuación.

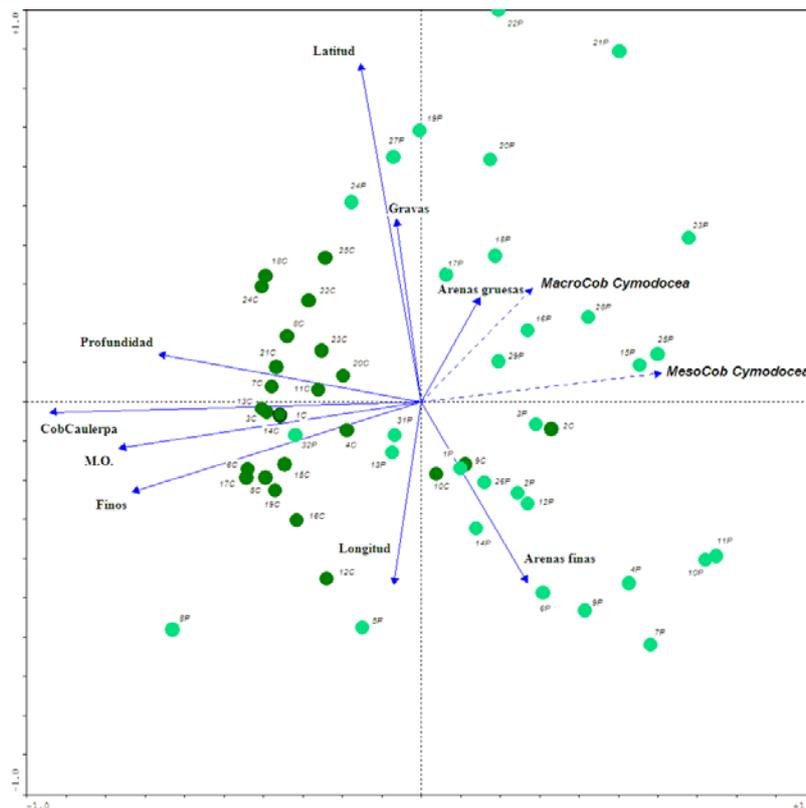


Figura 15. Resultado de la ordenación de las estaciones del PCA. Puntos verde claro = estaciones de muestreo de la zona de perímetro (P); puntos verde oscuro = estaciones de muestreo de la zona de cubeta (C). Abreviaturas variables ambientales: Cob.: cobertura Caulerpa; Aren.: arenas; M.O.: materia orgánica del sedimento; Finos: fracción fina del sedimento inferior a 63µ (limos + arcillas).

En resumen el eje 1 explica un 37% de la variación en la ordenación obtenida en base a las variables ambientales (Tabla 3). La cobertura de *C. prolifera*, la profundidad, la materia orgánica y la fracción fina del sedimento son las variables de mayor peso en dicha ordenación a lo largo del eje 1. Al igual que se ha visto en los análisis anteriores, todas estas variables se encuentran muy correlacionadas entre sí y reflejan el incremento de la abundancia de *C. prolifera* y del grado de enfangamiento de los sedimentos a medida que aumenta la profundidad. La estructura de la pradera de *C. nodosa* a nivel de mesocobertura se encuentra estrecha y negativamente relacionada con estas variables. La macrocobertura de *C. nodosa* no muestra una relación tan clara con estas variables ya que comparte parte de su variación espacial con otros factores que explican la variación a lo largo del eje 2, como la posición geográfica en la laguna (latitud y longitud). El eje 2 tan solo explica un 20% de la ordenación observada.

Tabla 3. Resumen del resultado del PCA

		PCA			
		Eje 1	Eje 2	Eje 3	Eje 4
Eigenvalues		0,375	0,206	0,05	0,099
Scores					
	Response Variables				
	Profundidad	-0,6654	0,1221	0,1886	-4316
	Latitud	-0,154	0,8638	-0,0394	-0,1943
	Longitud	-0,0682	-0,4646	0,14	-0,0305
	Cobertura Caulerpa	-0,9425	-0,0284	0,0051	0,2944
	M.O	-0,7666	-0,1187	0,2524	-0,4956
	Gravas	-0,0631	0,4654	-0,2786	0,2276
	Aren. Gruesas	0,1483	0,2654	0,6144	0,2463
	Aren. Finas	0,2704	-0,4594	-0,2827	-0,0063
	Limos y arcillas	-0,7332	-0,2312	0,0634	-0,547
	Environmental Variables				
	Mesocobertura Cym	0,6073	0,0735	-0,0756	0,2437
	Macrocobertura Cym	0,2804	0,2917	-0,0552	0,0933

5.2 Mapas de distribución y abundancia de las poblaciones de *Pinna nobilis*

Durante los muestreos realizados con los transectos lineales en los 57 puntos de muestreo se han censado un total de 241 individuos de *P. nobilis*. La especie estaba presente en el 61% de los puntos de muestreo. En el análisis de vídeos obtenidos en los transectos con barco, se han censado 2.072 individuos del bivalvo. El área de distribución basada en las dos aproximaciones metodológicas es la que se indica en la tabla XX, que tiene un área total de 7.672,94 hectáreas.

Aunque algunos ejemplares se han observado en zonas someras con una profundidad comprendida entre los 0,8 y 1,5 m, la distribución del bivalvo en la laguna se concentra en zonas de mayor profundidad, entre los 3,5 y 6,6 m (Fig. 16).

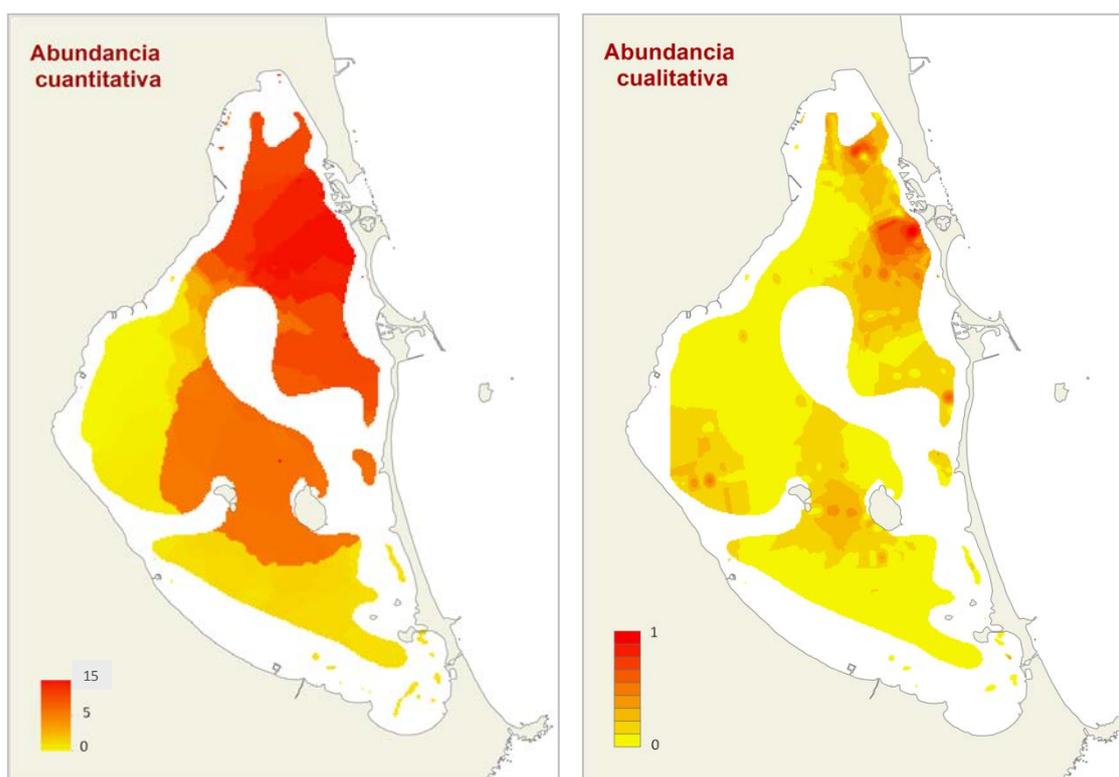


Figura 16. Mapas de distribución y de interpolación de la abundancia del bivalvo *Pinna nobilis* en el Mar Menor. El valor de abundancia cuantitativa se refiere al valor medio de individuos/100 m² en cada punto de muestreo (n=3). La abundancia cualitativa se ha representado con el valor estandarizado (0 - 1).

En los puntos de muestreo en los que la especie está presente, los valores medios de densidad de *P. nobilis* varían entre 0,17- 14,5/100m², siendo el valor medio global de toda la laguna de 2,56/100m². El valor máximo encontrado en un transecto es de 22,5/100m², que corresponde a la estación 19C, al norte de la isla Mayor, sobre pradera monoespecífica de *C. prolifera*. Como se puede observar en los mapas de interpolación (Fig. 16), la densidad de las poblaciones del bivalvo muestran un claro gradiente de variación con valores más elevados en la parte norte de la laguna frente la Encañizada y valores más bajos hacia el sur y oeste de la laguna. Este patrón de distribución refleja claramente la influencia del agua Mediterránea en la laguna.

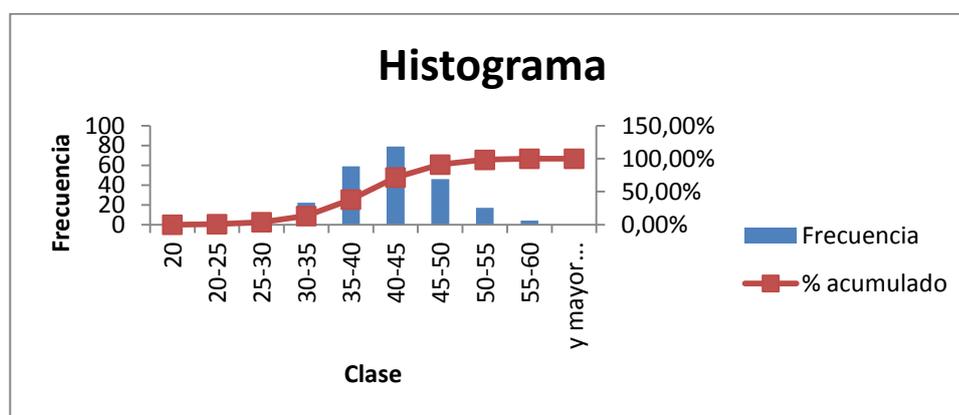


Figura 17. Distribución de tallas de los 271 individuos de *Pinna nobilis* encontrados en los puntos de muestreo en la laguna del Mar Menor.

La distribución de tallas de la mayoría de individuos de la laguna se mueve en un rango muy reducido (Fig. 17). La talla máxima es de 59,2 cm de altura y la mínima de 22,4 cm, pero el 78 % de los individuos encontrados miden entre 35-50 cm de longitud total, siendo la talla más frecuente la que corresponde a la clase 40-45 cm de longitud total. Llama la atención la esa presencia de individuos juveniles inferiores a 30 cm. La ausencia de individuos muy jóvenes, de pequeño tamaño (< 10 cm) podría estar relacionada con la dificultad de su detección al estar casi totalmente enterrados, lo cual es más complicado en fondos densamente vegetados. Sin embargo esto no explica la escasez de individuos de tallas intermedias (20-25 cm), que si serían visibles en los censos. Por tanto puede haber otros factores que afecten al reclutamiento y/o supervivencia de los juveniles de esta especie en el Mar Menor. Los problemas en el reclutamiento del bivalvo suelen estar asociados a problemas de contaminantes en el medio que afecten al desarrollo de las larvas (Vicente, 1990; 2003) o falta de sustrato adecuado para su fijación y posterior desarrollo (García-

March, 2003). Los datos obtenidos parecen sugerir que la población actual podría ser el resultado de uno o unos pocos eventos exitosos de reproducción masiva.

5.3 Mapa de distribución y abundancia de holoturias

La distribución de holoturias en la laguna no parece estar relacionada con la profundidad ya que aparecen tanto en zonas someras como de mayor profundidad (Fig. 18). La abundancia de estos equinodermos muestra un gradiente decreciente de norte a sur de la laguna, patrón similar al encontrado para el bivalvo *Pinna nobilis*. El valor más alto de abundancia de holoturia (14,5/ m²) se ha encontrado en el punto (3P) del litoral sumergido localizado en las inmediaciones del Aeropuerto de San Javier.

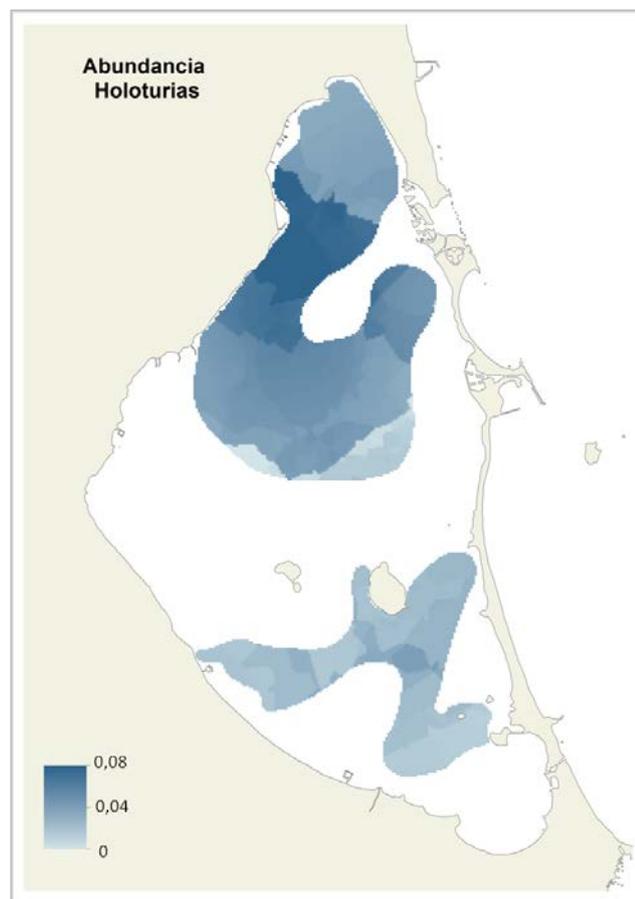


Figura 18. Mapa de distribución y resultante de la interpolación de los datos de abundancia de holoturias (Nº de holoturias/m²) en la laguna del Mar Menor.

5.4 Caracterización de sedimentos

El análisis de granulometría, y su posterior representación gráfica mediante métodos de interpolación espacial, muestra que el contenido en materia orgánica y la fracción de limos y arcillas tienen un patrón similar de distribución en los sedimentos de la laguna. Además, ambos parámetros de sedimento están muy correlacionados positivamente (Fig. 19) con la profundidad ($p < 0,0001$; R^2 ajustada=0,84) y entre ellos ($p < 0,0001$; R^2 ajustada=0,62). De manera que los sedimentos con mayor contenido en materia orgánica y finos son los que se encuentran en las zonas más profundas de la cubeta lagunar (Fig. 20).

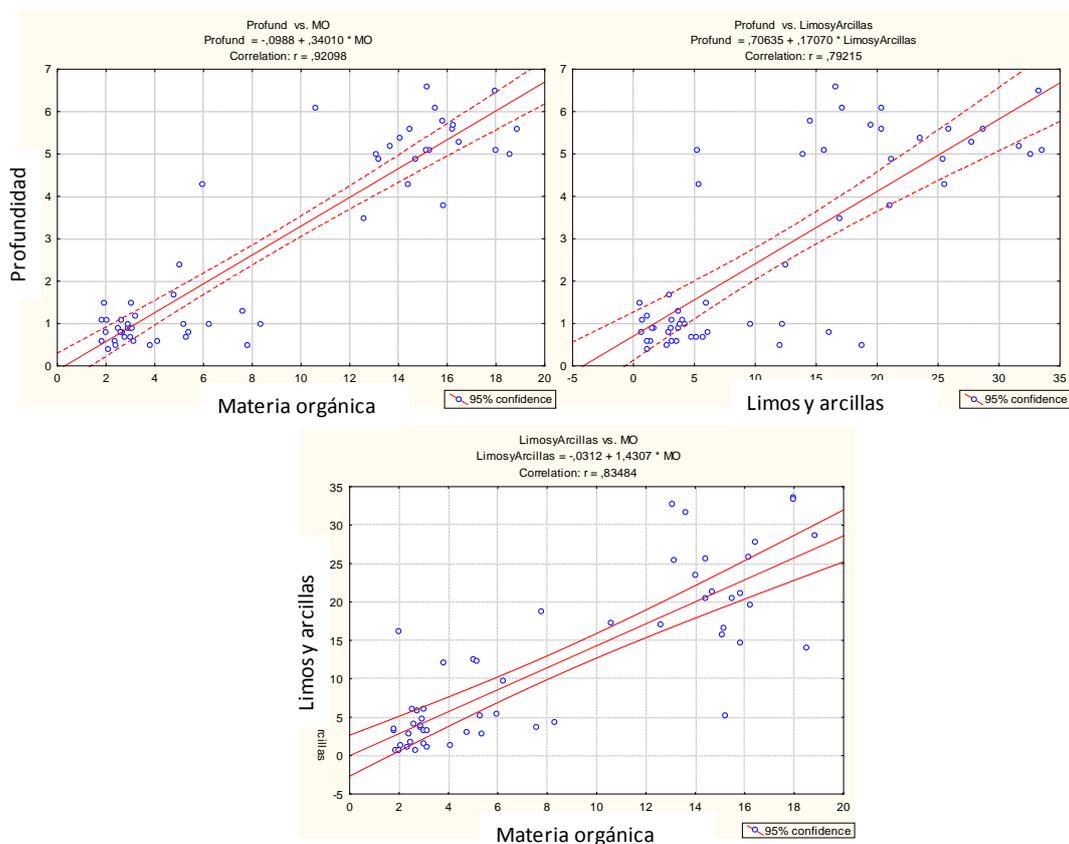


Figura 19. Resultados de los análisis de regresión realizados entre las variables del sedimento (Materia orgánica y fracción fina) y la profundidad en los puntos de muestreo.

La distribución de las arenas finas en los sedimentos de la laguna, muestran un patrón de distribución inverso al observado para la materia orgánica y limos/arcillas (Fig. 20). Los sedimentos con mayor porcentaje de arenas finas se han encontrado en zonas someras perimetrales, y en particular en zonas en las que existe una influencia de aportes terrígenos (desembocadura de ramblas), influencia mediterránea (golas) e influencia de infraestructuras costeras (espigones, puertos).

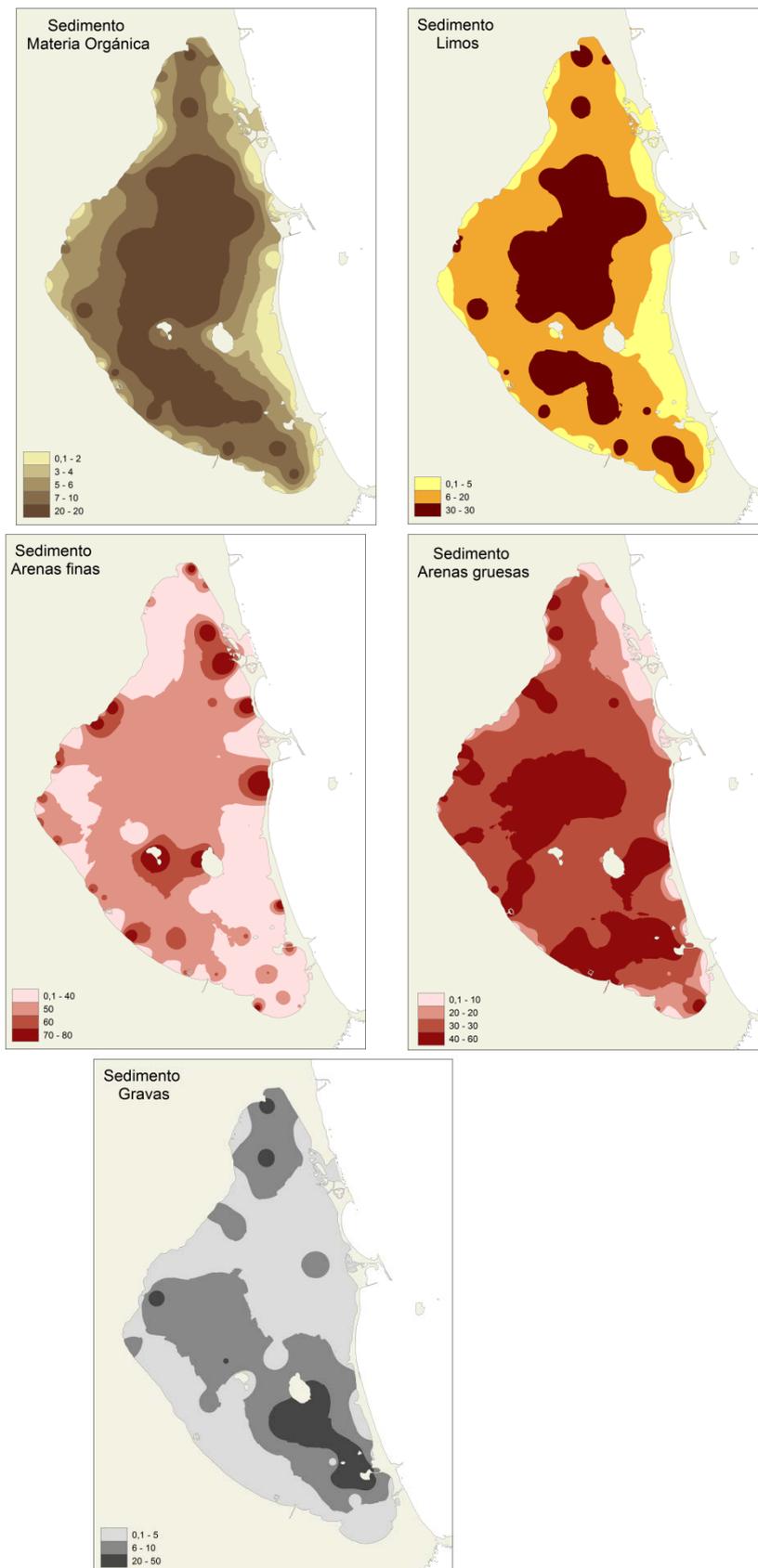


Figura 20. Mapas de interpolación de los datos resultantes del análisis del perfil granulométrico de los sedimentos del Mar Menor.

6 Discusión

Distribución y extensión de la vegetación sumergida

El macrófito más abundante es *Caulerpa prolifera*, que ocupa el 87% de la superficie del fondo lagunar. Como ya se explica en la bibliografía, esta situación es bien diferente a la de antes de la década de 1970, antes del ensanchamiento de la gola de el Estacio, en la que el clorófito, aunque presente en la laguna, mostraba una distribución y abundancia mucho más restringida y estaba ausente en la mayor parte de los fondos lagunares. La mediterraneización de las masas de agua de la laguna, ahora con temperaturas y salinidades más moderadas que entonces, fue probablemente la causa principal de la introducción y rápida expansión del alga sobre los fondos de la laguna, tal y como apoyan los trabajos experimentales realizados por Terrados (1991).

La extensión de *Cymodocea nodosa* es muy superior a la que han indicado algunos autores en trabajos anteriores (Calvín *et al.*, 1999; Pérez-Ruzafa *et al.*, 1988; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2012) que consideran este hábitat prácticamente desaparecido y ocupado por una pradera monoespecífica de *C. prolifera*. Otros trabajos más recientes realizados para la caracterización de zonas a proteger de la Red Natura 2000 (CARM, 2004) muestran importantes extensiones de este hábitat, pero con una extensión mucho más reducida que la mostrada en este trabajo, sobre todo en la parte de la cubeta central. Las causas de esta discrepancia entre éste y estudios anteriores son variadas y podemos considerar las siguientes:

- Excepto el trabajo de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia (CARM, 2004), ninguno de los trabajos publicados sobre la distribución de las praderas de *C. nodosa* ha considerado las praderas de las zonas someras. Sólo se habían citado en escasos puntos localizados.
- En ninguno de los trabajos anteriores han aplicado métodos adecuados para la obtención de un mapa preciso de las praderas marinas en la laguna, y con una elevada cobertura espacial. El esfuerzo de muestreo realizado en este trabajo combinando simultáneamente diferentes medios y técnicas (observación directa, vídeo, fotografía aérea), no tiene precedentes en estudios anteriores.
- Sería necesario realizar estudios detallados de la variabilidad interanual de la distribución de las praderas de *C. nodosa* ya que al ser especies muy plásticas, podría ser un factor que influyera en la variación espacial del hábitat.

- La época en que se ha realizado otro estudio es también importante. Por ejemplo, la cartografía obtenida por CARM (2004) fue realizada en invierno, una época en la que el estrato foliar de *C. nodosa* es mínimo o incluso desaparece completamente (en muchas zonas los propios rizomas permanecen enterrados vivos por una capa de sedimentos). Esta circunstancia puede dar lugar a una subestimación de la extensión de las praderas.

Esta es la primera vez que se cartografían y cuantifican las extensiones de *Ruppia cirrhosa* en el Mar Menor (sin tener en cuenta las cubetas de las salines adyacentes). Éstas son poco importantes a nivel de la laguna, pero son localmente importantes en determinadas zonas como la Encañizada y la zona adyacente al paseo que une las Encañizadas y la playa de Villananitos. En la zona influenciada por la rambla del Beal también se encontraron amplias extensiones ocupadas por esta fanerógama. La superficie ocupada que se indica en la Tabla 1 corresponde principalmente a estas tres zonas. La especie está presente en otras localizaciones mezclada con *C. nodosa*, pero su presencia es casi testimonial y no ha dado lugar a delimitar un área.

Un aspecto importante a la hora de interpretar la distribución y extensión de las praderas obtenida en este estudio es que éstas no están presentes de forma continua dentro de los polígonos de la cartografía. Es decir, las cifras de superficies obtenidas no pueden ser tomadas en términos absolutos sino que hay que tener en cuenta su macrocobertura, es decir la extensión de las manchas dentro de estas áreas. En las zonas en las que esta macrocobertura toma valores muy bajos (es decir, se trata de paisajes de arena o fango con manchas pequeñas y dispersas de vegetación), se ha especificado como un categoría propia de la cartografía como “manchas dispersas” (Tabla 1). En el caso de *C. nodosa*, estas zonas de baja cobertura suponen un 17,3% de la superficie total del hábitat, parte la cual se concentra en las zonas someras perimetrales y otra parte en la parte profunda de la cubeta frente a la desembocadura de la rambla del Albuñón. Estas zonas poco vegetadas sugieren la existencia de perturbaciones o factores, naturales y/o antrópicos, que limitan el desarrollo de la vegetación bentónica, pero en realidad se desconocen cuáles son los factores limitantes en estos casos.

Factores implicados en la distribución y abundancia de los macrófitos bentónicos

De acuerdo con todos los análisis realizados (correlación, GLM, PCA), la profundidad, y los factores correlacionados con ella, son los factores que más contribuyen a explicar la variación espacial de la estructura de las praderas de *C. nodosa*, concretamente una

reducción de su abundancia dentro de las manchas de pradera (escala de mesocobertura). En términos generales se puede decir que las praderas de la angiosperma se encuentran mucho más desarrolladas estructuralmente en las zonas someras que en las zonas profundas, al contrario de lo que se observa con el clorófito *C. prolifera*.

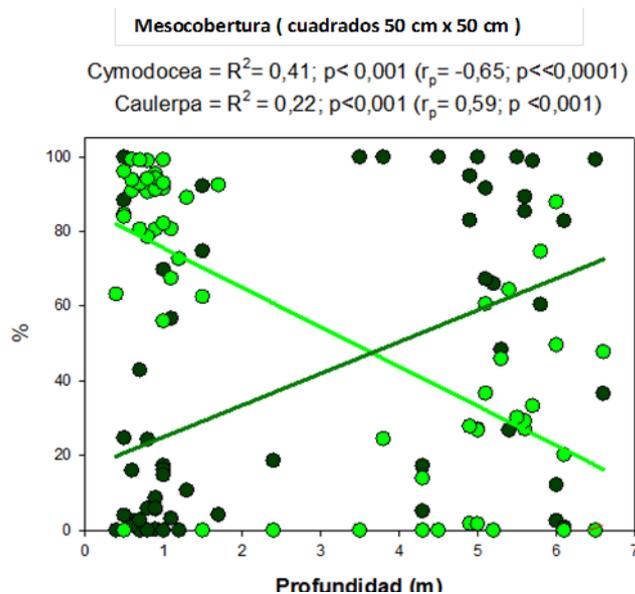
Este patrón general tiene mucho que ver con las diferentes características biológicas y fotosintéticas de ambas especies de macrófitos. En sistemas acuáticos, los gradientes de profundidad integran la variación de varios factores como la luz, el hidrodinamismo, los nutrientes o la temperatura que afectan a la distribución y abundancia de los macrófitos bentónicos. El aumento de la profundidad supone la reducción de la irradiancia disponible para la fotosíntesis de los macrófitos, que da lugar a un desequilibrio cada vez mayor de su balance de carbono y, por tanto una reducción de su crecimiento y biomasa (Terrados, 1991; Ruiz y Romero, 2003). Esto es lo que se observa precisamente a nivel de mesocobertura, debido probablemente a una reducción de la densidad de haces o de su tamaño dentro de las manchas de pradera. La reducción de la densidad de haces suele ser uno de los mecanismos más generalizados y efectivos de las angiospermas marinas para equilibrar su balance de carbono y adaptarse a los cambios ambientales. Por otro lado, *C. nodosa* ha demostrado tener una mayor capacidad de fotoprotección con respecto a otros macrófitos como *C. prolifera* (García-Sánchez *et al.*, 2012) y *P. oceanica* (Marín-Guirao *et al.*, 2013), lo que explicaría el mayor desarrollo estructural de las praderas someras. Por el contrario, *C. prolifera* tiene una escasa capacidad de fotoprotección (García-Sánchez *et al.*, 2012) y está particularmente adaptado a ambientes poco iluminados, como indica su elevada eficiencia fotosintética a baja luz y otras características fotosintéticas (Terrados, 1991). Estas características coinciden con el carácter monoespecífico de la mayoría de las praderas someras de *C. nodosa* y el mayor desarrollo del alga en las zonas más profundas, donde aparece bien formando praderas mixtas con la angiosperma o colonizando los sedimentos en solitario. No obstante, un dato curioso es que la extensión de los sedimentos colonizados en e estas zonas profundas no supere el 50%, mientras que *C. nodosa* llega a superar el 75%. Este dato, aparentemente contradictorio sugiere la existencia de otros factores que pueden estar controlando el desarrollo del alga en estos ambientes.

Además de la luz, otros factores que varían con la profundidad en la laguna y que, por tanto, podrían contribuir a explicar la reducción de la abundancia (mesocobertura) de *C. nodosa* a lo largo del gradiente de profundidad, son la materia orgánica y la proporción de materiales finos del sedimento (limos y arcillas). En el estudio de caracterización de los

sedimentos realizado en este trabajo se distingue claramente este patrón general de distribución de los sedimentos, con sedimentos más arenosos en las zonas someras y los sedimentos más fangosos en la cubeta central más profunda. Este es un patrón característico de zonas litorales consecuencia de un mayor hidrodinamismo y transporte en las zonas más someras y mayor sedimentación en las zonas más profundas, menos expuestas al hidrodinamismo. Las zonas profundas del Mar Menor parecen actuar como un gran sumidero de partículas y materia orgánica procedente de los aportes terrígenos (ramblas, escorrentía), la producción primaria y otras fuentes. Este tipo de sedimentos enriquecidos son predominantemente anóxicos, condición que suele considerarse adversa para el crecimiento y supervivencia de ciertas especies de angiospermas marinas, aunque la sensibilidad a este factor varía entre especies (ver por ejemplo Frederiksen *et al.*, 2008). Aunque la evidencia experimental acumulada es prácticamente nula, *C. nodosa* no parece ser una especie sensible a la anoxificación del sedimento. Por ejemplo, Terrados (1991) demostró que la abundancia y producción de las praderas de *C. nodosa* en sedimentos fangosos del Mar Menor era superior al que mostraban las de sitios con sedimentos arenosos. *C. nodosa* es una especie dotada de un tejido lagunar especialmente desarrollado, lo que le permite difundir oxígeno hacia la rizosfera y mantener un microambiente oxidado alrededor de la misma. La capacidad de *C. nodosa* de desarrollar importantes biomasas en sedimentos fangosos ha podido ser constatada en numerosas localidades muestreadas en este trabajo y otras zonas estudiadas (por ejemplo, el Delta del Ebro).

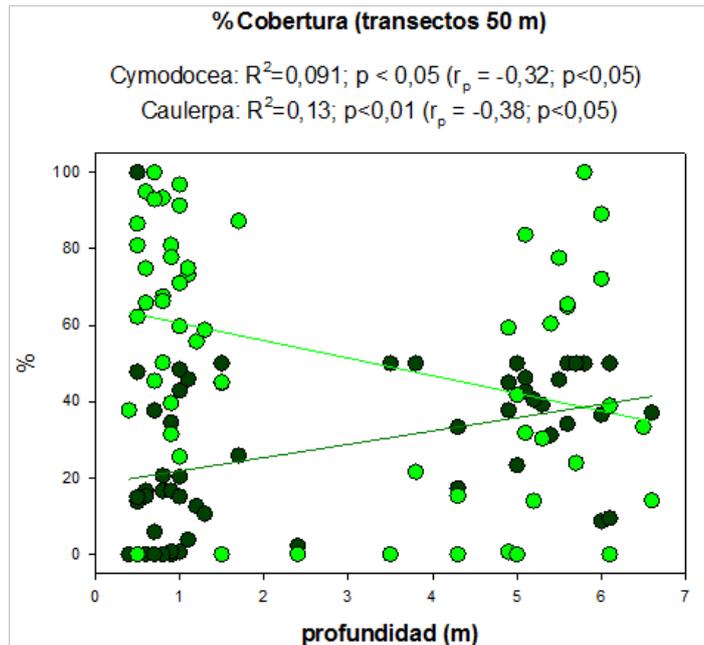
El clorófito *C. prolifera*, y otras Caulerpales, tienen la capacidad de incrementar el contenido en materia orgánica del sedimento y su grado de anoxia, razón por la cual se ha sugerido que pueda competir con las angiospermas marinas y desplazarlas. Esta hipótesis ha sido propuesta repetidamente para explicar la supuesta regresión de *C. nodosa* en el Mar menor (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1987; Lloret *et al.*, 2005), en particular en las zonas profundas, donde los sedimentos se encuentran ya bastante enriquecidos y la menor disponibilidad de luz podría hacer a las angiospermas más susceptibles a una anoxificación adicional del sedimento. Los resultados obtenidos en este trabajo muestran, en efecto, una relación positiva entre la abundancia del alga y la cantidad de materia orgánica y materiales finos del sedimento a lo largo del gradiente de profundidad, y una relación negativa entre éstos factores y la abundancia de *C. nodosa* a escala de mesocobertura. Sin embargo, estas relaciones no demuestran en absoluto la existencia de una interacción negativa entre la abundancia de la angiosperma y dichos factores, lo cual requeriría nuevos datos mediante aproximaciones experimentales más complejas y elaboradas. De hecho, estas relaciones,

como ilustra el PCA, explican una proporción bastante moderada de la variación espacial de las praderas de *C. nodosa* (ca. 37%), lo cual se debe a la muy elevada variabilidad de la mesocobertura de la angiosperma a lo largo del gradiente de profundidad, tal y como se puede observar en el siguiente gráfico de la mesocobertura de *C. nodosa*:



En la gráfica se muestran las rectas de regresión obtenidas tanto con *C. nodosa* (círculos y recta verde claro) como con *C. prolifera* (círculos y recta verde oscuro) en función de la profundidad, que ilustran los patrones generales descritos en líneas anteriores. Se puede comprobar claramente la elevada dispersión de los datos respecto a los modelos lineales, especialmente en las zonas más profundas, debido a la elevada abundancia que pueden alcanzar las manchas de *C. nodosa* incluso en sitios con elevada abundancia de *C. prolifera* y sedimentos altamente anóxicos. En los mapas de interpolación mostrados en el apartado 5.1.2 se puede comprobar, por ejemplo, la presencia de amplias extensiones de praderas mixtas en la cubeta central con valores de mesocobertura entre 20 y 75%, coincidiendo con áreas con sedimentos altamente enfangados.

Como se puede comprobar en la siguiente gráfica, la dispersión comentada de los datos de mesocobertura a lo largo del gradiente de profundidad es mucho mayor a nivel de macrocobertura, cuya relación con la profundidad y los factores asociados es mucho menor que en el caso de la mesocobertura:



De acuerdo con los resultados del PCA, la causa de esta mayor dispersión parece estar relacionada con la influencia de un mayor número de factores sobre la extensión de las superficies colonizadas por *C. nodosa* (macrocobertura). Además de la profundidad y factores asociados, otros factores relacionados con la posición geográfica de la pradera en la laguna parecen influir en los patrones de variación espacial de esta variable en particular. Esto pone en evidencia la existencia de otros gradientes ambientales además de la profundidad que no han sido considerados de forma específica en los análisis realizados y que deberían ser tenidos en cuenta a la hora de explicar la macrocobertura de las praderas de *C. nodosa* en el Mar Menor:

- Influencia de la entrada de agua mediterránea en la cubeta norte.
- Influencia de los aportes terrígenos en la ribera oeste de la laguna.
- Influencia de los impactos ambientales, en particular en las zonas más someras.
- Influencia del confinamiento de las masas de agua en la cubeta sur.

En resumen, otros factores deben ser tenidos en cuenta a la hora de elaborar un modelo de variación espacial de la estructura de las praderas de *C. nodosa* en el Mar Menor. La profundidad, y los factores asociados (materia orgánica y fracción fina del sedimento y abundancia de *C. prolifera*), explican solo parcialmente la reducción de la abundancia de *C. nodosa*. De acuerdo con los resultados obtenidos, el patrón de disminución de la abundancia dentro de las manchas de la angiosperma no puede ser directamente atribuido a una

interacción competitiva negativa entre el alga y la angiosperma, sino que podría también reflejar un patrón de variación natural de la estructura de la vegetación debido a la reducción de la luz. La angiosperma se adapta a la menor disponibilidad de luz en las zonas profundas reduciendo la densidad de plantas dentro de los estratos foliares, haciendo éstos menos densos y con mayor oferta de sustrato disponible para la colonización del alga. Terrados (1991) llega a una conclusión similar, llegando incluso a descartar la posibilidad de que *C. prolifera* haya sido capaz de desplazar a *C. nodosa* por interacción competitiva.

Por último, respecto a esto último es necesario comentar un aspecto importante. Terrados (1991), en base a las características fotosintéticas de *C. nodosa* y su balance de carbono anual, concluye que la angiosperma se encuentra limitada por luz entre los meses de septiembre y agosto y ello determina que esta especie sea incapaz de formar praderas estables a profundidades superiores de 3-4 metros y que tan solo se observen “haces aislados”. En base a esta afirmación, este autor va más allá y sugiere que la gran mancha de pradera mixta que ocupaba la cubeta central en la cartografía de Ruzafa *et al.*, (1987) debería ser reemplazada por una pradera monoespecífica de *C. prolifera*.

Los resultados obtenidos en este trabajo no apoyan estas conclusiones al revelar la existencia de grandes extensiones de praderas de *C. nodosa* a profundidades superiores a 3 metros, con un elevado grado de desarrollo estructural en una amplia proporción de dichas extensiones. Se ha comprobado que esta especie tiene una mayor plasticidad fotosintética que otras especies de angiospermas conocidas (Olesen *et al.*, 2002; Sandoval-Gil *et al.*, 2014). Los datos obtenidos respecto a la distribución y abundancia de *C. nodosa* en los fondos profundos de la cubeta central de la laguna sugieren que es capaz de aclimatarse a una reducción de la luz de la disponibilidad de luz y formar extensas praderas, aunque algo menos densas que en las zonas someras.

El impacto de la actividad humana y el estado de salud de las praderas marinas en la laguna

Como se ha comentado en el apartado anterior, los gradientes ambientales asociados al impacto de la actividad humana deben ser considerados a la hora de explicar los patrones de variación espacial de las praderas de *C. nodosa*. Esto es especialmente importante en el Mar Menor, debido a su carácter lagunar y semiconfinado. En la figura 21 se muestra el mapa de distribución de los principales impactos de la actividad humana.

Principalmente diferenciamos dos tipos de impactos que potencialmente pueden afectar a la extensión y estado de las praderas de *C. nodosa*, diferenciados en cuanto su escala espacial y la dificultad de su cuantificación:

- Los impactos locales, que principalmente son los puertos y playas artificiales, terrenos ganados al mar, vertidos y dragados de sedimentos. Éstos son relativamente fáciles de cuantificar en términos de superficie, volumen, concentraciones, etc.
- Los impactos difusos, que son principalmente los originados por los aportes agrícolas (y otras fuentes) a través de ramblas, escorrentía y aguas subterráneas. Éstos son mucho más difíciles de cuantificar y determinar su alcance espacial real.



Figura 21. Principales impactos de la actividad humana y su distribución en el Mar Menor.

La cuantificación de estos impactos es una tarea que quedaba fuera del alcance de los objetivos de este estudio, pero que sería fundamental para una valoración de las praderas caracterizadas y mapeadas en este trabajo. De hecho, la presencia de algunos de estos impactos se relaciona en algunos casos con una reducción de la abundancia de las praderas. Ejemplos de ellos lo hemos podido comprobar, por ejemplo, en la ribera oeste de la laguna, en la que se concentran extensos rellenos de playas artificiales y la desembocadura de la rambla del Albuñón, principal fuente de nutrientes y contaminantes a la laguna. Las playas artificiales de la zona norte (Lo Pagán, La Rivera y San Javier) también han reducido la extensión de las praderas someras de esta zona y han desaparecido en las zonas de dragado de la ribera este para la alimentación de estas playas.

Además de lo anterior, desconocemos el alcance real de las enormes y constantes entradas de nutrientes y contaminantes sobre estos ecosistemas. Algunos estudios recientes están aportando información científica relevante, pero se desconoce la forma en que estos impactos afectan a la abundancia y al funcionamiento de las praderas marinas dentro de la laguna.

Se podría pensar erróneamente que las considerables extensiones de praderas caracterizadas en este estudio son indicativas de un buen estado de salud del ecosistema lagunar, pero tal diagnóstico solo puede estar basado en estudios más completos que incluyan otros descriptores del estado de salud de las angiospermas y su relación con las presiones de la actividad humana. Por tanto, futuros estudios deberán contemplar estos y otros aspectos con aproximaciones experimentales y multidisciplinarias que permitan entender el estado actual de estos hábitats e identificar los principales factores y acciones a tener en cuenta en su gestión y conservación.

Distribución y abundancia de *Pinna nobilis*

El bivalvo ha colonizado una superficie de unas 7.673 hectáreas, que supone un 57,4 % de la superficie del fondo del Mar Menor. Los mapas de distribución y abundancia elaborados en este estudio muestran claramente una estrecha relación de la dispersión del bivalvo con la influencia del agua procedente del Mediterráneo. Su área de distribución se localiza mayoritariamente en la parte norte y central de la laguna, que son las masas de agua con mayor influencia mediterránea y menos confinada. Por otro lado, las mayores densidades poblacionales se localizan frente a la zona de las Encañizadas y el canal de Tomás

Maestre, que son las principales golos de intercambio entre el Mar Menor y el Mar mediterráneo.

Estos resultados ponen en evidencia la importancia que ha tenido la influencia del agua mediterránea sobre la historia reciente de la biota lagunar. La modificación de dicha influencia debida a fenómenos naturales primero y al impacto de la actividad humana después, ha favorecido una suavización de las extremas condiciones ambientales que caracterizaban probablemente la laguna hipersalina hace varios siglos y una entrada y dispersión de especies más adaptadas a condiciones ambientales más moderadas o típicamente mediterráneas, como la *Nacra* o las holoturias (apartado 5.2 y 5.3), entre muchas otras, incluyendo las especies vegetales como *C. prolifera* y quizás *C. nodosa*.

A nivel poblacional, los resultados del análisis preliminar de regresión en el que se han enfrentado datos de abundancia y tamaño de los individuos de *Pinna* y los datos ambientales, sugieren que el tamaño de los individuos del bivalvo y abundancia aumentan con la profundidad, en concordancia con lo que se ha encontrado en las poblaciones del Mar Mediterráneo (García March 2005). Los valores más elevados de abundancia y del tamaño de individuos del bivalvo han sido encontrados en las zonas más profundas (Fig. 22). También se ha observado una relación positiva significativa ($p < 0,05$), pero leve (valores de R^2 ajustada entre 0,35 y 0,44) entre los datos biológicos y de profundidad, materia orgánica y finos (limos y arcillas) de los sedimentos de la laguna. Estos resultados sugieren que el alto contenido en materia orgánica y finos (limos y arcillas) en los sedimentos de las zonas profundas, no parecen haber impedido el crecimiento y expansión de *Pinna nobilis* en la laguna hasta el momento. Sin embargo, la escasez de individuos de pequeño tamaño parece indicar que en los últimos años el reclutamiento de jóvenes se ha visto afectado negativamente por algún factor externo, como pueden ser la contaminación ambiental o episodios esporádicos de anoxia.

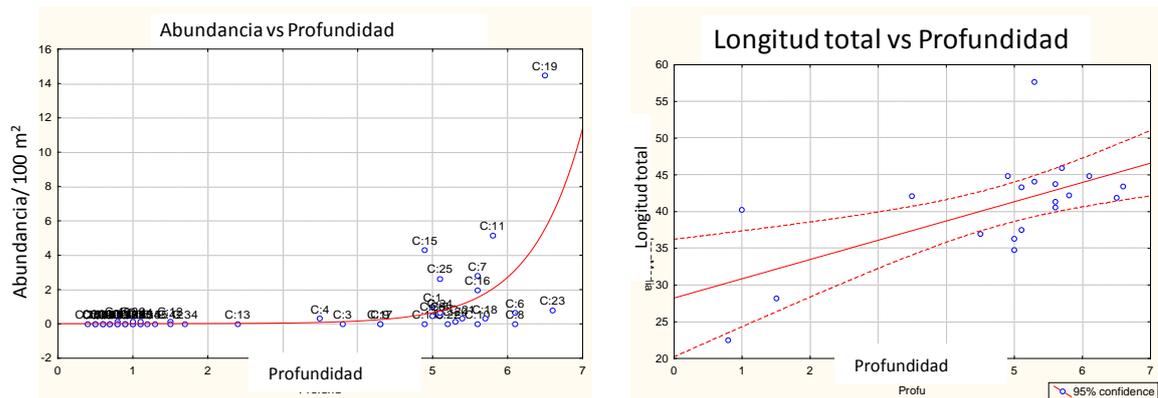


Figura 22. Gráficos resultantes de un análisis de regresión preliminar que muestran la relación positiva de la abundancia y longitud total de *Pinna nobilis* con la profundidad en la laguna del Mar Menor.

La escasez de individuos encontrados en zonas someras podría estar relacionada con varios factores como la presencia de determinados predadores naturales o el efecto negativo que pueden tener las artes de pesca que se localizan en la zona perimetral de la laguna, que pueden arrancar los individuos de *Pinna nobilis* dificultando su desarrollo. No obstante, hay que destacar que muchos de los individuos arrancados permanecían tumbados sobre el sedimento y vivos, incluso en los sedimentos más fangosos y anóxicos. Lo que desconocemos es cuál es la supervivencia de estos individuos arrancados.

Es bastante llamativo que esta especie se suele identificar con zonas costeras de aguas de buena calidad, no influenciadas por contaminación y procesos de eutrofización y sin embargo mantiene en el Mar Menor una de las poblaciones de mayor densidad de las documentadas en el Mediterráneo Occidental (Vázquez-Luis *et al.*, 2014). Al ser un organismo filtrador es posible que en determinadas condiciones ambientales favorables para su desarrollo, sea capaz de explotar los recursos tróficos del plancton cuando éstos se encuentran en abundancia. El Mar Menor recibe importantes cantidades de aportes terrígenos y nutrientes de la cuenca hidrológica del Campo de Cartagena, sostiene además una importante producción fitobentónica y la producción planctónica alcanza niveles considerables durante las estaciones más cálidas del año. Todos estos procesos, o parte de ellos, pueden haber favorecido la dispersión de la Nacra en el Mar Menor y mantener su importante población actual. Pero todo esto se encuentra en el plano de las hipótesis y no existe ningún estudio al respecto. Futuros estudios deberían contemplar las causas de la proliferación del molusco en el Mar Menor y otros ambientes similares en los que se ha descrito un proceso similar, como en el Delta del Ebro. Dichos estudios deberían permitir evaluar, por ejemplo, el impacto que tienen estas densas poblaciones del bivalvo sobre las

comunidades planctónicas y hasta qué punto podrían estar contribuyendo al control de las mismas y evitar la eutrofización de la laguna.

7 Conclusiones

1. La extensión de las praderas de *C. nodosa* en el Mar Menor es de 7.373,21 hectáreas, que es muy superior a la que indicaban algunos estudios anteriores.
2. *Ruppia cirrhosa* es en general escasa, pero en algunas zonas concretas ocupa extensiones de cierta relevancia, como en la zona noroccidental del litoral lagunar y el interior de la Encañizada.
3. Se descarta la presencia de *Zostera noltei* en la actualidad y cualquier otra especie de angiosperma marina en el Mar Menor.
4. Las comunidades de *C. nodosa* y *R. cirrhosa* alcanzan desarrollos excepcionales en la zona de la Encañizada. Una parte importante de esta extensión puede ser considerada como una representación única y excepcional del hábitat 1140 del Anexo I de la Directiva Hábitat “Llanos fangosos o arenosos que no están cubiertos por agua cuando hay marea baja”.
5. A pesar de la influencia de la profundidad y otros factores sobre la abundancia de *C. nodosa*, el grado de desarrollo de las praderas de *C. nodosa* es en general elevado, no solo en las zonas someras perimetrales, sino también en las zonas más profundas de la cubeta central. Los datos, de hecho, sugieren una elevada plasticidad fotosintética y morfológica de la especie que le permitiría aclimatarse a una gran variedad de ambientes y se descarta la desaparición del hábitat en la cubeta central de la laguna como han sugerido estudios anteriores.
6. Tras un análisis preliminar, los datos obtenidos no apoyan la hipótesis de una interacción competencia negativa entre la angiosperma *C. nodosa* y el clorófito *C. prolifera*, supuesta causa de una, también supuesta regresión de la angiosperma en la laguna. Los datos tampoco apoyan que haya tenido lugar dicha regresión del hábitat, al menos en los términos formulados por algunos estudios anteriores. No obstante, es necesaria investigación adicional más completa y compleja para apoyar o descartar estas hipótesis, basándose, por ejemplo en estudios a largo plazo de la variación interanual de su distribución y abundancia a largo plazo.
7. Las praderas de *C. nodosa* más amenazadas por la presión de la actividad humana son las que se concentran en la zona somera perimetral debido a las infraestructuras costeras y

vertidos agrícolas, aunque son necesarios estudios más detallados y adecuados para determinar la influencia real del impacto de la actividad humana en el estado de conservación de las praderas marinas de la laguna. Por esta razón, no es posible identificar la presencia de praderas extensas y bien desarrolladas caracterizadas en este estudio con un buen estado de salud y conservación del ecosistema lagunar.

8. El estudio revela por primera vez de forma fiable y precisa el área de distribución del bivalvo *P. nobilis*, cuya extensión (7.672 hectáreas) representa el 57,4 % del área total del fondo de la laguna. Representa una de las mayores poblaciones de esta especie en el Mediterráneo español, con densidades muy próximas a las de ciertas áreas marinas protegidas y otros ambientes lagunares similares (Delta del Ebro).
9. El patrón de distribución y abundancia de *P. nobilis* (y otros taxones como las holoturias) pone en evidencia la importancia de la influencia mediterránea como principal vector de introducción, proliferación y dispersión de especies marinas en el ecosistema lagunar, concentrándose la mayor parte de su población en la parte central y norte de la cubeta y en particular frente los enclaves de la Encañizada y la gola de El Estacio.
10. El tamaño de las poblaciones de *P. nobilis* y sus individuos sugiere que esta especie disfruta de unas condiciones óptimas en la laguna, aunque este hecho podría ser reflejo de un síntoma más del proceso de eutrofización del Mar Menor. Por otro lado, la fuente más obvia de mortalidad parece ser la extracción de individuos por las artes de pesca, aunque los individuos arrancados son devueltos al mar y éstos además parecen sobrevivir (pero se desconoce hasta que punto sobreviven, si pueden volver a “clavarse” en el sedimento, etc.). Sería necesario un estudio más detallado de su dinámica poblacional y los factores que controlan el reclutamiento y la mortalidad en las diferentes clases de edad.
11. No se han investigado las causas que han propiciado esta proliferación en el pasado, tampoco se conocen los factores que explican el mantenimiento de altas densidades poblacionales del bivalvo y se desconoce el impacto de la actividad filtradora de dichas poblaciones sobre el control del compartimento planctónico, aspecto que podría ser clave como mecanismo de amortiguación o adaptación del ecosistema lagunar al proceso de eutrofización que experimenta el Mar Menor desde hace décadas.
12. Se requiere la protección de áreas marinas adyacentes al litoral del Mar Menor para la protección y conservación efectiva de las praderas de *C. nodosa*, que permita su funcionamiento y el mantenimiento de sus servicios ecosistémicos. Sin embargo la conservación de estas áreas no será efectiva ni útil si no se identifican los factores que

amenazan su estado de conservación y se aplican acciones dirigidas a su control y minimización o desaparición.

8 Propuesta de áreas marinas a proteger.

En base a la información obtenida en este trabajo, teniendo en cuenta el grado de desarrollo de las comunidades de macrófitos bentónicos de la laguna y amenazas a las que están sometidas (infraestructuras costeras y vertidos agrícolas). Se ha observado que, las comunidades localizadas en las zonas someras perimetrales de la laguna muestran un alto grado de desarrollo. En general suelen ser praderas más o menos continuas, pero que en algunos puntos localizados, principalmente norte-noroeste del litoral laguna se encuentran interrumpidas principalmente por la presencia de diques de contención y regeneración de playas, que parecen ser las amenazas más importantes que presentan estas praderas de vegetación sumergida de zonas someras.

En las nueve zonas propuestas como áreas marinas a proteger (Fig. 23), se incluye un total de 1.748,64 hectáreas de la zona somera perimetral de la laguna. En estas zonas se incluyen praderas de *C. nodosa* con un elevado grado de desarrollo, que supuestamente han permanecido poco o nada afectadas por la actividad humana, pero también otras que soportan cierto nivel de presión de las actividades humanas (infraestructuras costeras y vertidos agrícolas) y que tienen un potencial elevado de recuperación si se aplican medidas de gestión adecuadas para el control de dichas actividades (por ejemplo, la desembocadura de la rambla de El Albujón e inmediaciones).

Con esta propuesta se pretende proteger el 66,01 % (708,03 ha) del área que ocupada *C. nodosa* (formando praderas monoespecíficas o mixtas con otras especies) en las zonas someras perimetrales de la laguna con una profundidad menor de tres metros.

La propuesta las zonas de reserva marina han sido realizadas en base a la importancia de las comunidades de macrófitos bentónicos de la laguna, que coinciden con algunas zonas de especial interés ecológico en zonas de medio terrestre, por lo que se facilitaría la gestión integrada de estas zonas a los dos niveles terrestre y marino. No obstante, esto es solo una propuesta muy preliminar e informal ya que la selección de estas áreas deberá estar basada en estudios cuantitativos empleando herramientas más objetivas y adecuadas.

Tabla 4. Tipo de comunidad y área que ocupa en las zonas propuestas como reservas marinas perimetrales en la laguna del Mar Menor.

TIPO DE COMUNIDAD	ÁREA (ha)
Pradera de <i>C. nodosa</i>	182,28
Pradera de <i>C. prolifera</i>	556,44
Manchas dispersas de <i>C. nodosa</i>	105,35
Manchas dispersas de <i>C. prolifera</i>	317,62
Pradera mixta de <i>C. nodosa</i> y <i>C. prolifera</i>	366,46
Manchas dispersas de <i>C. nodosa</i> y <i>C. prolifera</i>	0,16
Manchas dispersas de <i>C. prolifera</i> y <i>C. cylindracea</i>	0,29
<i>R. cirrhosa</i>	44,75
<i>R. cirrhosa</i> y <i>C. nodosa</i>	37,69
<i>R. cirrhosa</i> y <i>C. prolifera</i>	19,87
<i>R. cirrhosa</i> , <i>C. prolifera</i> y <i>C. nodosa</i>	16,08
Arribazon de <i>Posidonia oceanica</i>	1,83
Arenas sin vegetación	26,23
Playa artificial sumergida	0,40
Fotófilo sobre sustrato rocoso	71,21
Fangos	1,96

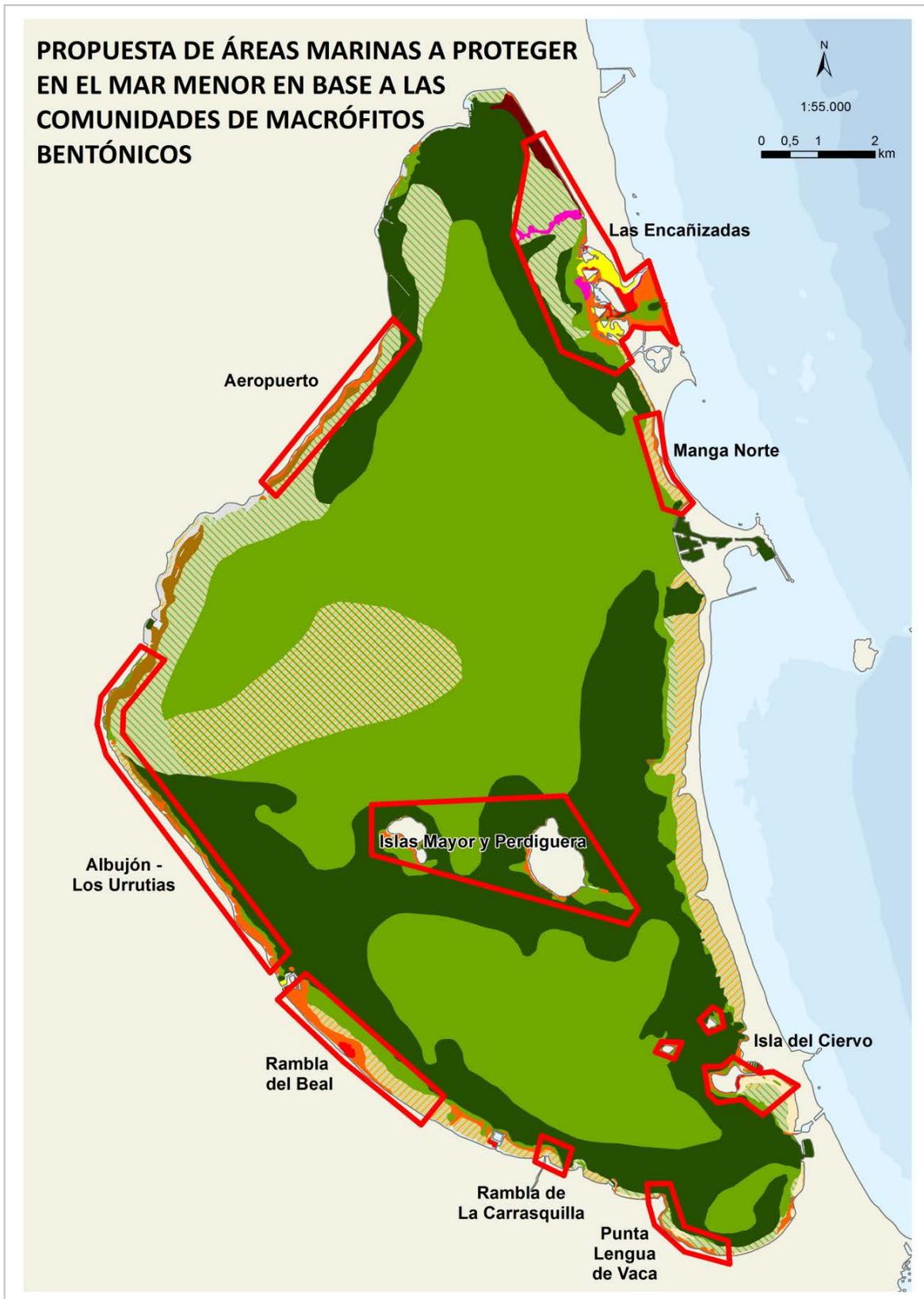


Figura 23. Mapa de la propuesta de áreas marinas a proteger en base a las comunidades de macrófitos bentónicos marinos de la laguna del Mar Menor.

9 Referencias

Ballester R. (1985). Biomasa, estacionalidad y distribución de tres macrófitos: *Ruppia cirrhosa*, *Cymodocea nodosa* y *Caulerpa prolifera* en el Mar Menor (Murcia, SE España). *Anales de Biología*; 4 (B. Ambiental, 1).

Ballesteros Pelegrín, Gustavo A. (2013). Aspectos económicos, sociales y ambientales relacionados con la gestión y conservación del Parque Regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar. Tesis doctoral, Universidad de Murcia, España.

Belando M.D., Ruiz J.M., García R., Ramos A., García P. (2014). Cartografía de la vegetación sumergida del enclave natural de las Encañizadas del Mar Menor. Instituto Español de Oceanografía (Centro Oceanográfico de Murcia) y Asociación de Naturalistas del Sureste. Murcia, 17 pp.

Calvín, J.C., Franco, I., Martínez Inglés, A.M., Marín, A., Belando, A. & Ballester, R. (1989). Caracterización, valoración ecológica y determinación de áreas a proteger en el litoral sumergido de la Región de Murcia. Murcia: Agencia para el Medio Ambiente y la Naturaleza.

Calvín-Calvo, J. C. (1999). El litoral sumergido de la Región de Murcia. Cartografía bionómica y valores ambientales. Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua. Región de Murcia.

CARM. (1999). Cartografía y valoración ecológica del litoral sumergido. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

CARM. (2004). "Estudio sobre el estado de conservación de los hábitats marinos de interés comunitario y/o mediterráneo presentes en el litoral sumergido de la Región de Murcia". Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio.

ECOS, Estudios ambientales y oceanografía. Determinación granulométrica.

Frederiksen, M.S., M. Holmer, M. Pérez, O. Invers, J.M. Ruiz, Knudsen, B.B. (2008). Effect of increased sediment sulfide concentrations on the composition of stable sulfur isotopes ($\delta^{34}\text{S}$) and sulfur accumulation in the seagrasses *Zostera marina* and *Posidonia oceanica*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 358: 98-106.

García-Sánchez, M., Korbee, N., Pérez-Ruzafa, I., Marcos, C., Domínguez, B., Figueroa, F., Pérez-Ruzafa, A. (2012). Physiological response and photoacclimation capacity of *Caulerpa*

prolifera (Forsskål) J.V. Lamouroux and *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson meadows in the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Marine Environmental Research*, 79 (2012) 37-47.

García-March, J. R. (2003). Contribution to the knowledge of the status of *Pinna nobilis* (L.) 1758 in Spanish coasts. *Memorias del Instituto Oceanográfico Paul Ricard*, 29-41 pp.

García-March, J.R. (2005). Aportaciones al conocimiento de la biología de *Pinna nobilis* Linneo, 1758 (Mollusca Bivalvia) en el litoral mediterráneo ibérico. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia. (www.tesisenxarxa.net/TDX-0628106-132411/).

Heiri, O., Lotter, A.F. & Lemcke, G. (2001). Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology*, 25: 101–110.

Lozano, F. (1954). Una campaña de prospección pesquera en Mar Menor (Murcia). *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 66: 1-34.

Lloret, J., Marin, A., Marin-Guirao, L., Velasco, J. (2005). Changes in macrophytes distribution in a hypersaline coastal lagoon associated with the development of intensively irrigated agriculture. *Ocean & Coastal management*, 48 (9): 828-842.

MAGRAMA (2008-2009). Ecocartografía del litoral español escala 1:25000. Dirección de Sostenibilidad de la Costa y el Mar.

Marín-Guirao, L., Marín, A., Lloret, J., Martínez-López, E. (2005). Effects of mining wastes on a seagrass ecosystem: metal accumulation and bioavailability, seagrass dynamics and associated community structure. *Marine environmental research*, 60 (3): 317-337

Marín-Guirao, L., Lloret, J., Marín, A., García, G., García Fernández, A.J. (2007). Pulse-discharges of mining wastes into a coastal lagoon: water chemistry and toxicity. *Chemistry and Ecology*, 23 (3): 217-231.

Marín-Guirao, L., J.M. Ruiz, J.M. Sandoval-Gil, J. Bernardeau-Esteller, C.M. Stinco, Meléndez-Martínez, A. (2013). Xanthophyll cycle-related photoprotective mechanism in the Mediterranean seagrasses *Posidonia oceanica* and *Cymodocea nodosa* under normal and stressful hypersaline conditions. *Aquatic Botany*, 109: 14-24.

Mas. J. (1994). El Mar Menor. Relaciones, diferencias y afinidades entre la laguna costera adyacente y el Mar Mediterráneo adyacente. Tesis Doctoral, Universidad Autónoma de Madrid, Madrid.

Morales, J.A., Borrego, J., Flor, G. y Gracia, F.J. (2009). 1110 Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina poco profunda Madrid (bancales sublitorales). En: VVAA., Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid, 57 pp.

Moreno-González, R., Campillo, J.A., García, V., León, V.M. (2013a). Seasonal input of regulated and emerging organic pollutants through surface watercourses to a Mediterranean coastal lagoon. *Chemosphere*, 92: 247–257.

Moreno-Gonzalez, R.; Campillo, J. A.; Leon, V. M. (2013b). Influence of an intensive agricultural drainage basin on the seasonal distribution of organic pollutants in seawater from a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, SE Spain). *Marine pollution bulletin*, 77 (1-2): 400-411.

Navarro, F. de P. (1927). Observaciones sobre el Mar Menor (Murcia). Notas y Resúmenes Instituto Español de Oceanografía ser.II 16. 63 p.

Olesen, B., Enríquez, S., Duarte, C., Sand-Jensen, K. (2002). Depth-acclimation of photosynthesis, morphology and demography of *Posidonia oceanica* and *Cymodocea nodosa* in the Spanish Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 236: 89-97.

Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Perez Ruzafa, I.M. & Ros, J.D. (1987). Evolución de las características ambientales y de los poblamientos del Mar Menor (Murcia, SE de España). *Anales de Biología*, 12 (Biología Ambiental, 3): 53-65.

Pérez-Ruzafa, A., Perez Ruzafa, I.M., Marcos, C. & Ros, J.D. (1988). Cartografía bionómica del poblamiento bentónico de las islas del Mar Menor, I: islas Perdiguera y del Barón. *Oecologia Aquatica*, 9: 27-40.

Pérez-Ruzafa, A., Ros, J.D., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, I.M., Ballester, R. (1989). Distribution and biomass of the macrophyte beds in a hypersaline coastal lagoon (the Mar Menor, SE Spain) and its recent evolution following major environmental changes. In: Boudouresque, C.-F.,

Meinesz, A., Fresi, E., Gravez, V. (Eds.), International Workshop on Posidonia Beds 2. G.I.S. Posidonie Publisher, Marseille, 49-62 pp.

Pérez-Ruzafa, A., Navarro, S., Barba, A., Marcos, C., Camara, M.A., Salas, F., Gutierrez, J.M. (2000). Presence of pesticides throughout trophic compartments of the food web in the Mar Menor lagoon (SE of Spain). *Marine Pollution Bulletin*, 40 (2): 140-151.

Pérez-Ruzafa, A., Gilabert, J., Gutiérrez, J.M., Fernández, A.I., Marcos, C. & Sabah, S. (2002). Evidence of a planktonic food web response to changes in nutrient input dynamics in the Mar Menor coastal lagoon, Spain. *Hydrobiologia*, 475/476: 359-369.

Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Bernal, C.M., Quintino, V., Freitas, R., Rodrigues, A.M., García-Sánchez, M. & Pérez-Ruzafa, I.M. (2012). *Cymodocea nodosa* vs. *Caulerpa prolifera*: Causes and consequences of a long term history of interaction in macrophyte meadows in the Mar Menor coastal lagoon (Spain, southwestern Mediterranean). *Estuarine, Coastal & Shelf Science*, 110: 101-115.

Robledano, F. (1995). Ecología de humedales y conservación de limícolas en el SE de España: experiencias de investigación aplicables a la gestión. *Airo*, 6: 39-56.

Ruiz, J.M., & Romero, J. (2003). Effects of disturbances caused by coastal constructions on spatial structure, growth dynamics and photosynthesis of the seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 1523-1533.

Sandoval-Gil, J.M., J.M. Ruiz, L. Marín-Guirao, J. Bernardeau-Esteller, Sánchez-Lizaso, J.L. (2014). Ecophysiological plasticity of shallow and deep populations of the Mediterranean seagrasses *Posidonia oceanica* and *Cymodocea nodosa* in response to hypersaline stress. *Marine Environmental Research*, 95: 39-61.

Terrados, J. & Ros, J. (1991): Production dynamics in a macrophyte dominated ecosystem: the Mar Menor coastal lagoon (SE Spain). - *Oecologia Aquatica*, 10: 255-270.

Vázquez-Luis, M., D. March, E. Álvarez, D. Álvarez-Verasategui, Deudero, S. (2014). Spatial distribution of the endangered bivalve *Pinna nobilis* in a Marine Protected Area. *Mediterranean Marine Science*, DOI: <http://dx.doi.org/10.12681/mms.796>.

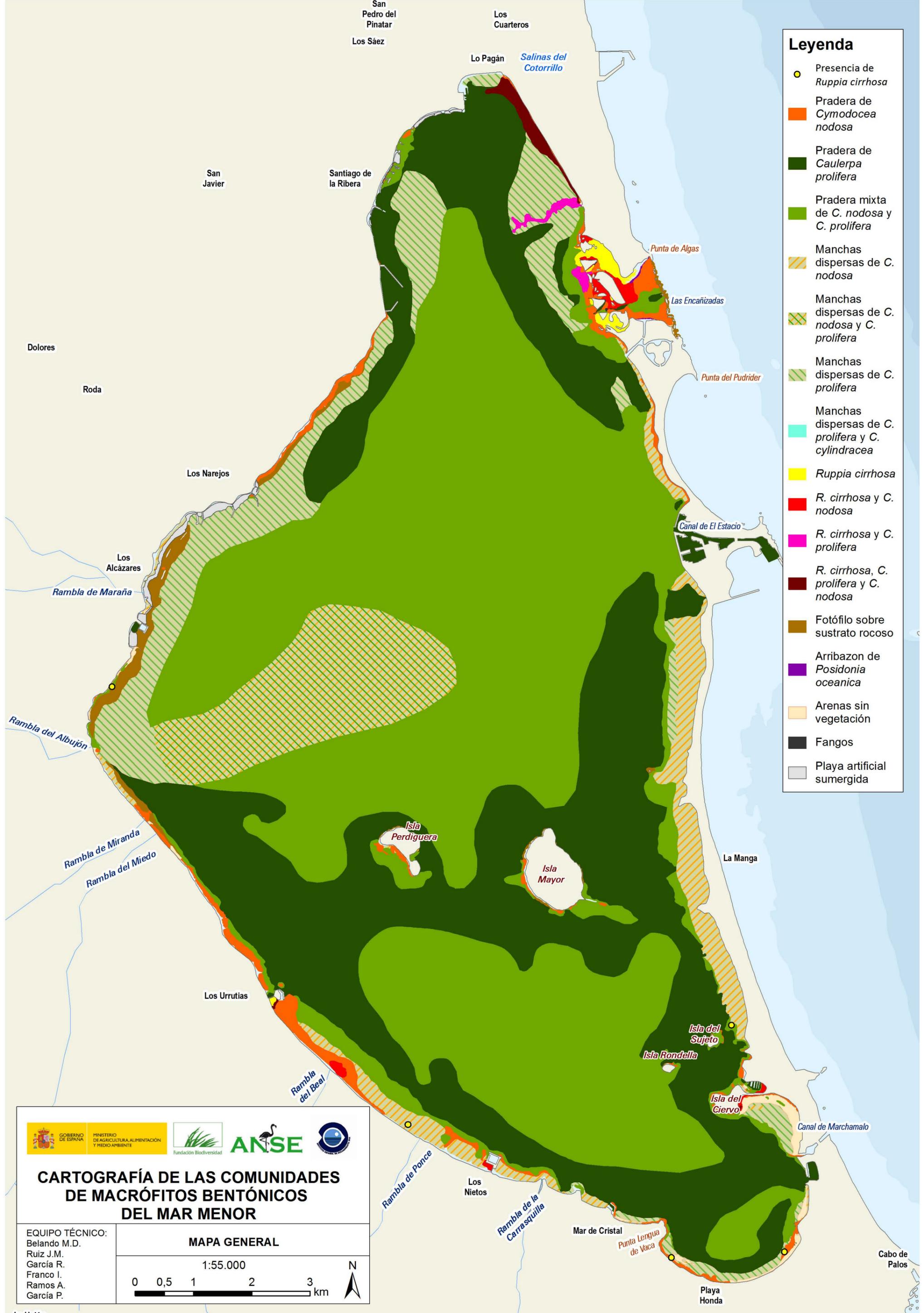
Velasco, J., Lloret, J., Millán, A., Marín, A., Barahona, J., Abellan, P. (2006). Nutrient and Particulate Inputs into the Mar Menor Lagoon from an Intensive Agricultural Watershed. *Water, Air, and Soil Pollution*, 176: 37–56.

Vicente, N. (1990). Estudio ecológico y protección del molusco lamelibranquio *Pinna nobilis* L. 1758 en la costa mediterránea, *Iberus* 9(1-2): 269-279.

Vicente, N. (2003). Le grande nacre de Méditerranée *Pinna nobilis*. *Memorias del Instituto Oceanográfico Paul Ricard*, 7-16 pp.

ANEXO I

Mapa cartográfico de las praderas de macrófitos bentónicos de
la laguna costera del Mar Menor 2014



Leyenda

- Presencia de *Ruppia cirrhosa*
- Pradera de *Cymodocea nodosa*
- Pradera de *Caulerpa prolifera*
- Pradera mixta de *C. nodosa* y *C. prolifera*
- Manchas dispersas de *C. nodosa*
- Manchas dispersas de *C. nodosa* y *C. prolifera*
- Manchas dispersas de *C. prolifera*
- Manchas dispersas de *C. prolifera* y *C. cylindracea*
- Ruppia cirrhosa*
- R. cirrhosa* y *C. nodosa*
- R. cirrhosa* y *C. prolifera*
- R. cirrhosa*, *C. prolifera* y *C. nodosa*
- Fotófilo sobre sustrato rocoso
- Arribazon de *Posidonia oceanica*
- Arenas sin vegetación
- Fangos
- Playa artificial sumergida

GOBIERNO DE ESPAÑA
MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE

ANSE

Fundación Biodiversidad

CARTOGRAFÍA DE LAS COMUNIDADES DE MACRÓFITOS BENTÓNICOS DEL MAR MENOR

EQUIPO TÉCNICO:
Belando M.D.
Ruiz J.M.
García R.
Franco I.
Ramos A.
García P.

MAPA GENERAL

1:55.000

0

0,5

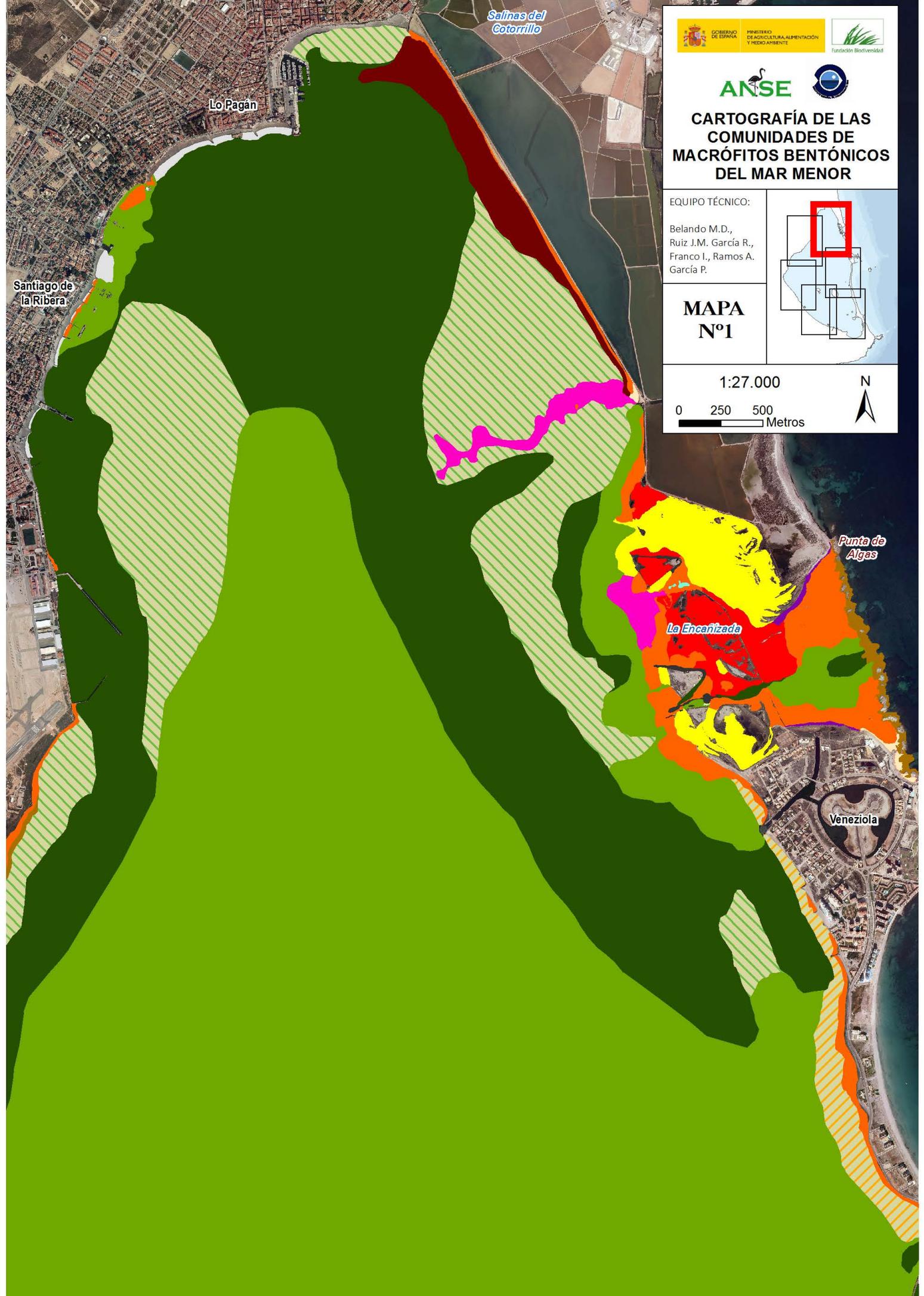
1

2

3

km

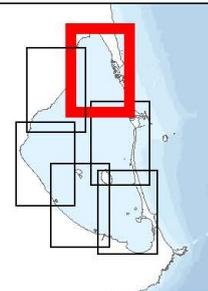
N



CARTOGRAFÍA DE LAS COMUNIDADES DE MACRÓFITOS BENTÓNICOS DEL MAR MENOR

EQUIPO TÉCNICO:

Belando M.D.,
Ruiz J.M. García R.,
Franco I., Ramos A.
García P.



MAPA
Nº1

1:27.000
0 250 500 Metros

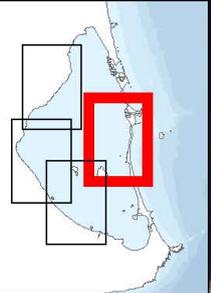


CARTOGRAFÍA DE LAS COMUNIDADES DE MACRÓFITOS BENTÓNICOS DEL MAR MENOR

EQUIPO TÉCNICO:

Belando M.D.,
Ruiz J.M. García R.,
Franco I., Ramos A.
García P.

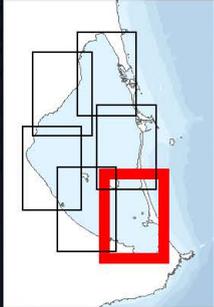
MAPA
Nº2



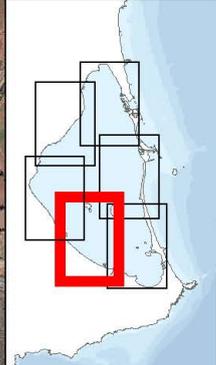
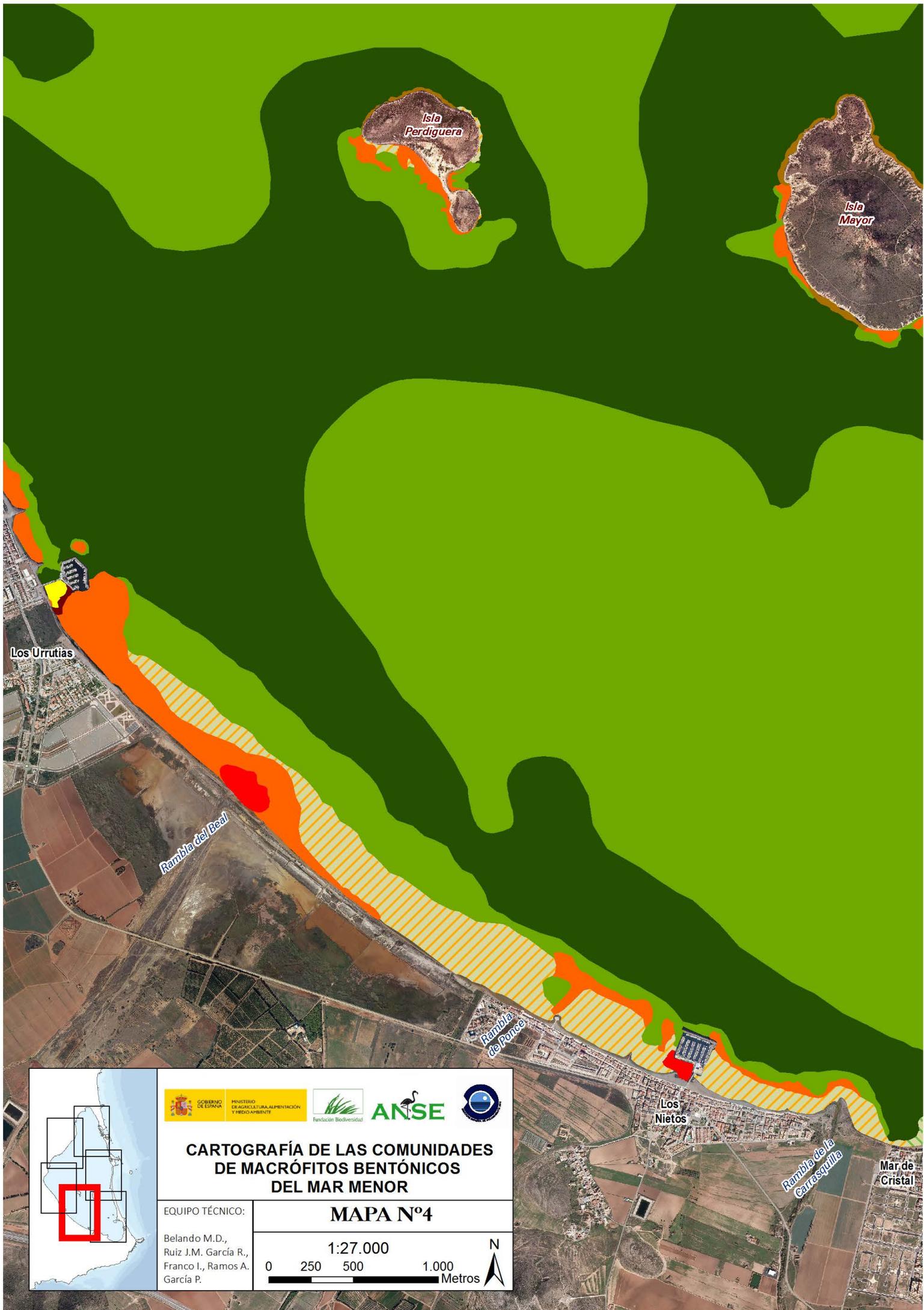
1:27.000

0 250 500
Metros





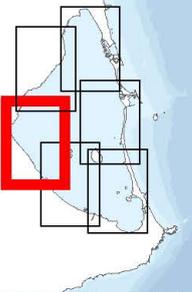
			
CARTOGRAFÍA DE LAS COMUNIDADES DE MACRÓFITOS BENTÓNICOS DEL MAR MENOR			
EQUIPO TÉCNICO: Belando M.D., Ruiz J.M. García R., Franco I., Ramos A. García P.		MAPA Nº3 1:27.000	
0 250 500 1.000		Metros 	



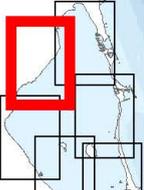
CARTOGRAFÍA DE LAS COMUNIDADES DE MACRÓFITOS BENTÓNICOS DEL MAR MENOR

EQUIPO TÉCNICO:	MAPA N°4
Belando M.D., Ruiz J.M. García R., Franco I., Ramos A. García P.	1:27.000
	0 250 500 1.000 Metros





CARTOGRAFÍA DE LAS COMUNIDADES DE MACRÓFITOS BENTÓNICOS DEL MAR MENOR	
EQUIPO TÉCNICO: Belando M.D., Ruiz J.M. García R., Franco I., Ramos A. García P.	MAPA Nº5 1:27.000 0 250 500 1.000 Metros
	N



GOBIERNO DE ESPAÑA
MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE



ANSE



CARTOGRAFÍA DE LAS COMUNIDADES DE MACRÓFITOS BENTÓNICOS DEL MAR MENOR

EQUIPO TÉCNICO:

Belando M.D.,
Ruiz J.M., García R.,
Franco I., Ramos A.
García P.

MAPA Nº6

1:27.000

0 250 500 1.000 Metros

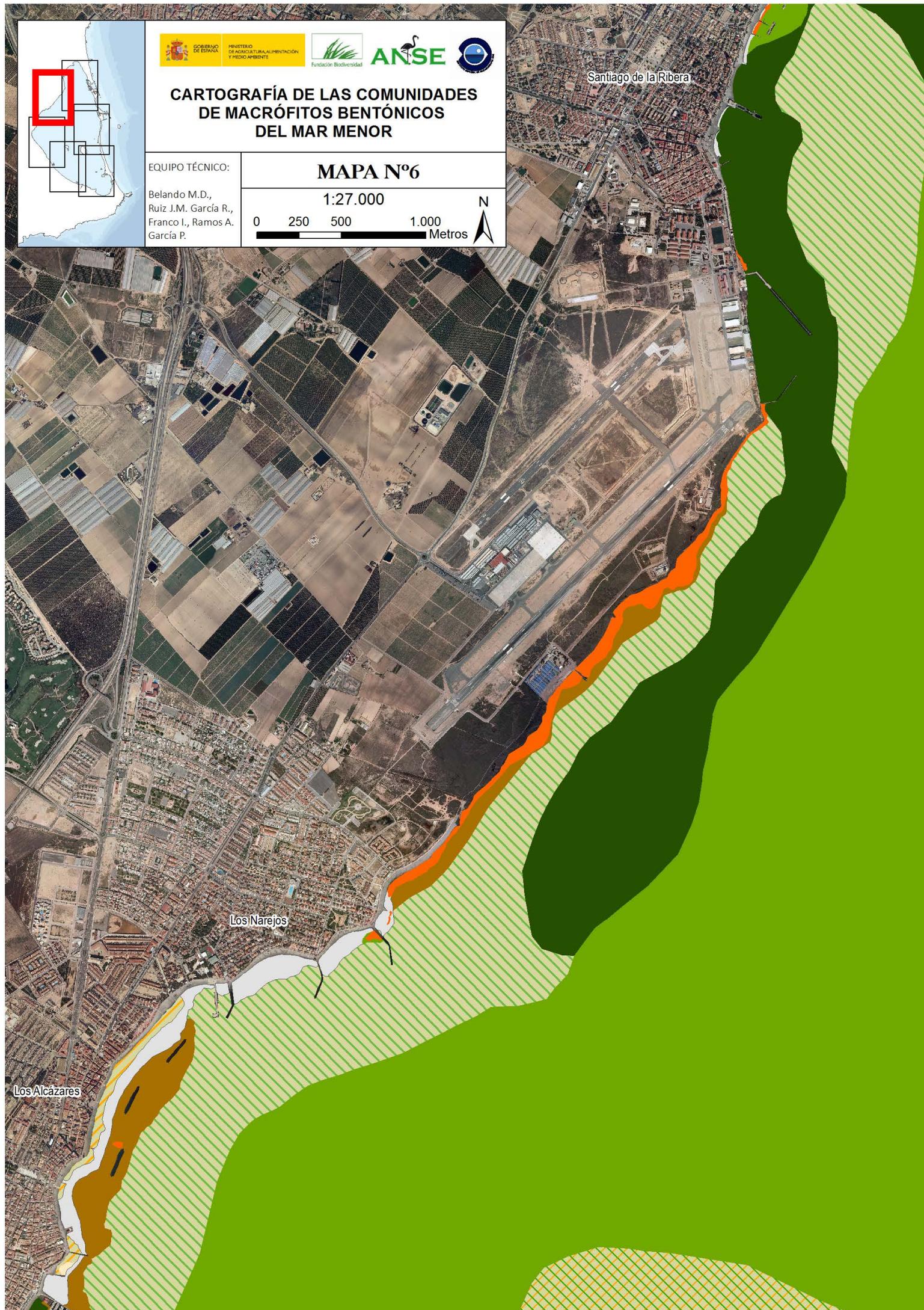
N



Santiago de la Ribera

Los Narejos

Los Alcázares



ANEXO II

Resultados de abundancia analizados para caracterizar las comunidades de macrófitos bentónicos y poblaciones de *Pinna nobilis* y holoturias en la laguna costera del Mar Menor 2014

Punto	Comunidad	Cau/Cy ratio (A)	Cau/Cy ratio (B)	Prof.	Fecha
1C	Pradera C. prolifera con C. nodosa	1,53	1,37	4,9	18/06/2014
2C	Pradera de C. prolifera	1,29	1,09	2,4	18/06/2014
3C	Pradera C. prolifera con C. nodosa	0,46	-0,12	4,9	18/06/2014
4C	Pradera de C. prolifera	1,88	1,71	1,5	17/06/2014
5C	Pradera mixta de C. nodosa y C. prolifera	0,46	-0,12	5,6	18/06/2014
6C	Pradera C. prolifera con C. nodosa	0,51	-0,23		08/07/2014
7C	Pradera mixta de C. nodosa y C. prolifera	-0,09	-0,30	5,8	19/06/2014
8C	Pradera C. prolifera con C. nodosa	0,51	-0,27	5,6	08/07/2014
9C	Pradera de C. prolifera	0,79	1,26	4,3	08/07/2014
10C	Pradera de C. nodosa	-1,08	-0,58	6,1	19/06/2014
11C	Pradera de C. nodosa con C. prolifera	-0,59	-0,29		19/06/2014
12C	Pradera mixta de C. nodosa y C. prolifera	0,09	0,32	4,3	01/07/2014
13C	Pradera C. prolifera con C. nodosa	0,46	0,31	5,7	08/07/2014
14C	Pradera de C. prolifera	2,00	0,00	6,5	23/06/2014
15C	Pradera de C. prolifera con algo de C. nodosa	1,58	1,71	5,0	01/07/2014
16C	Pradera de C. prolifera	2,00	1,71	3,5	01/07/2014
17C	Pradera C. prolifera con C. nodosa	0,18	-0,25	5,1	08/07/2014
18C	Pradera de C. prolifera	1,92	1,71	6,1	08/07/2014
19C	Pradera C. prolifera con C. nodosa	0,60	0,35	3,8	26/06/2014
20C	Pradera C. prolifera con C. nodosa	0,26	0,12	5,1	26/06/2014
21C	Pradera mixta de C. nodosa y C. prolifera	0,02	0,11	5,3	02/07/2014
22C	Pradera de C. nodosa con C. prolifera	-0,11	0,40	6,6	02/07/2014
23C	Pradera de C. nodosa con C. prolifera	-0,37	-0,28	5,4	26/06/2014
24C	Pradera de C. prolifera	1,83	0,44	5,2	26/06/2014
25C	Pradera mixta de C. nodosa y C. prolifera	0,00	-0,25	5,0	26/06/2014
1P	Praderas de C. nodosa, C. prolifera y R. cirrhosa	-0,52	-0,71		25/07/2014
2P	Pradera de C. nodosa con algo C. prolifera	-0,89	-0,71	1,0	25/07/2014
3P	Pradera de C. nodosa	-1,87	-0,62	1,2	09/07/2014
4P	Pradera de C. nodosa	-1,97	-1,56		09/07/2014
5P	Pradera de C. nodosa con C. prolifera	-0,74	0,22	1,0	09/07/2014
6P	Pradera de C. nodosa con algo C. prolifera	-1,29	-0,63	0,5	17/07/2014
7P	Pradera de C. nodosa	-1,98	-1,83	0,8	17/07/2014
8P	Pradera de C. prolifera	2,00	2,00		17/07/2014
9P	Pradera de C. nodosa. Presencia de R. cirrhosa	-2,00	-0,83	0,7	23/06/2014
10P	Pradera de C. nodosa	-1,88	-1,51	0,9	23/06/2014
11P	Pradera de C. nodosa con algo C. prolifera	-1,63	-1,88	0,6	01/07/2014
12P	Pradera de C. nodosa con C. prolifera	-0,72	-0,76		01/07/2014
13P	Pradera de C. nodosa con C. prolifera	-0,15	-0,20	1,1	01/07/2014
14P	Pradera de C. nodosa con algo C. prolifera	-1,41	-0,58		26/06/2014
15P	Pradera de C. nodosa con C. prolifera	-1,09	-1,35	0,9	25/06/2014
16P	Pradera de C. nodosa con C. prolifera*	-1,13	-0,73	0,8	25/06/2014
17P	Pradera de C. nodosa con C. prolifera	-1,26	-0,52	1,7	25/06/2014
18P	Pradera de C. nodosa con C. prolifera*	-0,98	-0,67	0,9	25/06/2014
19P	Pradera de C. prolifera con algo de C. nodosa*	-1,14	-0,35	0,9	25/06/2014
20P	Pradera de C. nodosa con algo C. prolifera	-0,77	-0,77	0,6	02/07/2014
21P	Pradera de C. nodosa con algo C. prolifera	-1,34	-2,00	0,7	02/07/2014
22P	Pradera C. prolifera con C. nodosa	-1,40	-0,97	0,6	02/07/2014
23P	Pradera de C. nodosa	-1,81	-1,59	0,4	03/07/2014
24P	Pradera de C. nodosa con C. prolifera	-0,12	-0,30	1,0	03/07/2014
25P	Pradera de C. nodosa	-1,90	-1,71	0,8	03/07/2014
26P	Pradera de C. nodosa con C. prolifera	-0,60	-0,50	0,8	03/07/2014
27P	Pradera mixta de C. nodosa y C. prolifera	0,17	0,00	1,5	23/06/2014
28P	Pradera de C. nodosa con C. prolifera	-1,21	-1,20	1,1	19/06/2014
29P	Pradera de C. nodosa con C. prolifera	-0,52	-0,53		17/06/2014
30P	Pradera de C. prolifera	2,00	2,00	4,5	17/06/2014
31P	Pradera de C. nodosa con C. prolifera	-0,33	-0,39	0,7	17/06/2014
32P	Praderas de C. nodosa, C. prolifera y R. cirrhosa	0,02	-0,25	1,0	25/07/2014

Tabla 1. Comunidad tipo, valores del Cau/Cy ratio (A=cuadrados 50x50 cm, B= transectos lineales) y valores de profundidad (Prof.) en cada punto de muestreo de la laguna costera del Mar Menor. * indica presencia de *R. cirrhosa* en el punto de muestreo.

Punto	<i>C. nodosa</i>	<i>C. prolifera</i>	<i>R. cirrhosa</i>
1C	1,82 ± 1,23	94,97 ± 4,65	0
2C	0	18,66 ± 5,05	0
3C	27,86 ± 5,57	83,07 ± 7,05	0
4C	0	74,83 ± 16,70	0
5C	29,25 ± 5,45	85,50 ± 3,73	0
6C	30,21 ± 6,43	100,00 ± 0,00	0
7C	74,74 ± 5,12	60,50 ± 13,81	0
8C	27,17 ± 2,48	89,41 ± 7,02	0
9C	0	5,12 ± 0,87	0
10C	20,23 ± 20,23	0,78 ± 0,78	0
11C	49,65 ± 1,66	12,15 ± 3,73	0
12C	13,98 ± 7,01	17,27 ± 9,03	0
13C	33,33 ± 26,61	98,96 ± 1,04	0
14C	0	99,39 ± 0,61	0
15C	1,65 ± 1,65	100,00 ± 0,00	0
16C	0	100,00 ± 0,00	0
17C	60,68 ± 15,44	91,67 ± 8,33	0
18C	0	82,90 ± 13,37	0
19C	24,50 ± 17,80	100,00 ± 0,00	0
20C	36,72 ± 21,43	67,36 ± 26,40	0
21C	45,92 ± 6,51	48,44 ± 17,59	0
22C	47,83 ± 23,95	36,63 ± 31,81	0
23C	64,50 ± 4,52	26,82 ± 17,64	0
24C	0	66,06 ± 20,84	0
25C	26,82 ± 16,38	27,08 ± 12,05	0
1P	84,72 ± 5,79	24,77 ± 19,19	27,26 ± 13,90
2P	89,15 ± 1,66	10,68 ± 8,42	0
3P	72,74 ± 11,71	0	0
4P	91,58 ± 5,11	0	0
5P	99,31 ± 0,69	17,36 ± 8,69	0
6P	96,18 ± 0,87	3,99 ± 3,99	0
7P	94,18 ± 4,00	0	0
8P	0	100,00 ± 0,00	0
9P	99,22 ± 0,66	0	0
10P	95,57 ± 4,43	0,26 ± 0,26	0
11P	93,92 ± 4,49	1,22 ± 0,97	0
12P	82,29 ± 3,50	14,84 ± 7,44	0
13P	80,73 ± 8,20	56,77 ± 12,59	0
14P	90,95 ± 3,27	2,60 ± 2,60	18,44 ± 13,09
15P	80,64 ± 11,57	5,64 ± 3,82	0
16P	90,71 ± 9,29	5,82 ± 3,63	0
17P	92,53 ± 2,82	4,17 ± 1,84	0
18P	91,32 ± 8,04	8,68 ± 5,07	3,04 ± 3,04
19P	94,36 ± 2,83	5,90 ± 0,76	0
20P	99,39 ± 0,31	16,06 ± 9,64	0
21P	80,64 ± 10,02	2,69 ± 1,44	0
22P	87,93 ± 6,13	2,52 ± 2,52	0
23P	63,28 ± 15,39	0	0
24P	93,06 ± 6,69	69,88 ± 15,15	0
25P	78,65 ± 4,69	0	0
26P	99,05 ± 0,31	24,31 ± 7,52	0
27P	62,59 ± 4,53	92,27 ± 4,47	0
28P	67,53 ± 9,83	3,21 ± 2,25	0
29P	56,08 ± 9,63	16,23 ± 3,61	0
30P	0	100,00 ± 0,00	0
31P	92,88 ± 4,26	42,97 ± 5,99	0
32P	84,03 ± 9,93	88,45 ± 2,26	0

Tabla 2. Valores de % de cobertura (media ± error estándar) obtenidos en los muestreos con los seis cuadrados de 50x50 cm en los tres transectos lineales de 50 m para cada punto de muestreo.

Punto	<i>C. nodosa</i>	<i>C. prolifera</i>	<i>R. cirrhosa</i>
1C	0,67 ± 0,67	37,73 ± 12,27	0
2C	0	2,28 ± 2,28	0
3C	59,33 ± 9,00	44,97 ± 2,60	0
4C	0	50,00 ± 0,00	0
5C	65,47 ± 14,13	50,00 ± 0,00	0
6C	77,60 ± 17,64	45,70 ± 2,31	0
7C	100,00 ± 0,00	50,00 ± 0,00	0
8C	64,80 ± 17,87	34,13 ± 8,02	0
9C	0	17,33 ± 16,34	0
10C	38,96 ± 30,65	9,47 ± 3,78	0
11C	72,13 ± 19,09	36,57 ± 7,65	0
12C	15,33 ± 10,73	33,33 ± 16,67	0
13C	23,93 ± 14,10	50,00 ± 0,00	0
14C	33,33 ± 33,33	33,33 ± 16,67	0
15C	0	50,00 ± 0,00	0
16C	0	50,00 ± 0,00	0
17C	83,67 ± 9,24	46,17 ± 3,83	0
18C	0	50,00 ± 0,00	0
19C	21,60 ± 11,94	50,00 ± 0,00	0
20C	31,80 ± 16,67	42,60 ± 3,48	0
21C	30,33 ± 14,25	39,20 ± 5,48	0
22C	14,13 ± 7,59	37,10 ± 6,52	0
23C	60,40 ± 19,82	31,23 ± 11,03	0
24C	14,00 ± 14,00	40,50 ± 5,24	0
25C	41,67 ± 23,15	23,27 ± 2,79	0
1P	80,93 ± 19,07	14,97 ± 7,64	53,27 ± 12,50
2P	58,80 ± 8,21	10,60 ± 6,49	0
3P	55,73 ± 2,25	12,60 ± 7,55	0
4P	59,73 ± 3,29	0,67 ± 0,67	0
5P	25,53 ± 16,95	42,93 ± 7,07	0
6P	62,20 ± 20,36	13,83 ± 6,94	0
7P	66,27 ± 5,20	0	0
8P	0	100,00 ± 0,00	0
9P	45,40 ± 10,67	5,87 ± 5,87	0,47 ± 0,47
10P	31,47 ± 5,74	0	0
11P	74,87 ± 9,98	0,00 ± 0,00	0
12P	91,27 ± 8,73	15,10 ± 8,47	0
13P	73,20 ± 26,80	45,87 ± 2,49	0
14P	65,87 ± 20,87	16,67 ± 16,67	15,27 ± 8,78
15P	39,60 ± 9,30	0,80 ± 0,80	0
16P	93,33 ± 6,67	16,67 ± 16,67	0
17P	87,27 ± 7,28	25,83 ± 13,20	0
18P	81,00 ± 10,21	16,67 ± 16,67	0,20 ± 0,20
19P	77,80 ± 15,92	34,57 ± 6,70	0
20P	94,93 ± 5,07	15,20 ± 9,61	0
21P	100,00 ± 0,00	0	0
22P	89,07 ± 10,93	8,67 ± 8,67	0
23P	37,73 ± 17,39	0	0
24P	96,80 ± 3,20	48,40 ± 1,60	0
25P	50,20 ± 11,51	0	0
26P	67,53 ± 8,83	20,60 ± 8,20	0
27P	45,07 ± 4,33	44,87 ± 4,45	0
28P	74,93 ± 7,76	3,83 ± 3,83	0
29P	70,93 ± 10,83	20,33 ± 10,29	0
30P	0,00 ± 0,00	100,00 ± 0,00	0
31P	92,93 ± 7,07	37,63 ± 12,37	0
32P	86,53 ± 7,08	47,77 ± 2,23	4,47 ± 4,47

Tabla 3. Valores de porcentaje de cobertura (media ± error estándar) de cada especie medida en los transectos lineales de 50 m (n=3) realizados en cada punto de muestreo

Punto	<i>Pinna nobilis</i>	Holoturias
1C	0	0
2C	0	0
3C	4,33 ± 0,71	0
4C	0,17 ± 0,00	0,50 ± 0,00
5C	0,00	0
6C	1,83 ± 0,47	0
7C	5,17 ± 0,94	0
8C	2,83 ± 0,33	0
9C	0	0
10C	0	0
11C	2,67 ± 0,33	0
12C	0	0
13C	0,33 ± 0,24	0
14C	14,50 ± 1,35	0
15C	0,50 ± 0,33	0
16C	0,33 ± 0,00	0
17C	0,50 ± 0,24	0
18C	0,67 ± 0,24	0
19C	0	0
20C	0,67 ± 0,00	0
21C	0,17 ± 0,00	0
22C	1,00 ± 0,33	0
23C	0,33 ± 0,33	0
24C	0	0
25C	1,00 ± 0,33	0
1P	0	0
2P	0	0
3P	0	14,50 ± 3,06
4P	0	0
5P	0	0
6P	0	0
7P	0	0
8P	0	0
9P	0	0
10P	0	0
11P	0	0
12P	0	0
13P	0	5,17 ± 1,00
14P	0	0
15P	0	0
16P	0	0
17P	0	0
18P	0	0
19P	0	0
20P	0	0
21P	0	0
22P	0	0
23P	0	0
24P	0,17 ± 0,24	0
25P	0,17 ± 0,00	0
26P	0	0
27P	0	4,33 ± 0,59
28P	0	0
29P	0,17 ± 0,24	0
30P	7,50 ± 2,74	0
31P	0	0
32P	0	0,17 ± 0,10

Tabla 4. Densidad de *P. nobilis* (100 m²) y holoturias (m²) en los transectos lineales de 50 m (n=3) para cada punto de muestreo (media ± error estándar).

Punto	Gravas	Arenas gruesas	Arenas finas	Limos y arcillas	MO
1C	20,21 ± 13,53	19,45 ± 4,42	34,94 ± 7,37	25,41 ± 9,42	13,18 ± 3,26
2C	10,85 ± 7,90	36,77 ± 8,28	39,92 ± 3,12	12,46 ± 2,12	5,01 ± 0,60
3C	18,63 ± 10,83	20,56 ± 0,42	39,64 ± 5,42	21,16 ± 6,66	14,69 ± 2,55
4C	5,95 ± 2,45	14,04 ± 1,92	74,03 ± 4,38	5,98 ± 3,50	3,02 ± 0,48
5C	6,67 ± 2,02	30,74 ± 8,24	42,23 ± 6,77	20,36 ± 3,51	14,46 ± 3,14
6C	2,92 ± 1,01	19,39 ± 5,15	49,01 ± 7,26	28,68 ± 7,58	18,86 ± 1,01
7C	5,22 ± 5,15	29,29 ± 9,57	50,96 ± 10,20	14,53 ± 6,93	15,82 ± 0,14
8C	8,22 ± 2,55	26,44 ± 4,78	39,50 ± 7,69	25,84 ± 7,44	16,19 ± 1,38
9C	26,09 ± 3,61	36,14 ± 3,34	32,40 ± 4,82	5,37 ± 1,90	5,96 ± 0,55
10C	9,02 ± 4,18	30,03 ± 3,56	40,64 ± 6,79	20,32 ± 2,52	15,50 ± 0,19
11C	1,77 ± 1,77	41,26 ± 2,60	41,30 ± 3,01	15,67 ± 2,25	15,13 ± 0,57
12C	2,90 ± 6,14	30,04 ± 0,84	41,51 ± 3,43	25,54 ± 7,60	14,40 ± 0,31
13C	14,39 ± 8,73	34,22 ± 3,41	31,92 ± 3,33	19,46 ± 2,21	16,25 ± 1,60
14C	3,05 ± 1,11	23,51 ± 0,61	40,22 ± 4,46	33,22 ± 4,99	17,96 ± 0,34
15C	6,98 ± 3,18	33,03 ± 2,63	46,11 ± 3,81	13,87 ± 2,30	18,56 ± 0,98
16C	3,70 ± 1,78	27,28 ± 1,92	52,12 ± 3,83	16,89 ± 2,07	12,59 ± 0,26
17C	3,76 ± 1,05	18,66 ± 1,19	44,05 ± 3,06	33,54 ± 2,73	18,00 ± 0,20
18C	26,13 ± 6,26	23,77 ± 1,86	33,00 ± 6,08	17,11 ± 3,01	10,57 ± 0,25
19C	2,13 ± 2,04	18,31 ± 3,91	58,55 ± 4,75	21,01 ± 4,03	15,84 ± 0,45
20C	5,02 ± 4,89	30,37 ± 11,21	59,39 ± 12,07	5,22 ± 3,13	15,25 ± 0,49
21C	5,06 ± 1,65	23,41 ± 4,13	43,81 ± 9,11	27,72 ± 5,73	16,47 ± 0,38
22C	1,94 ± 0,25	29,47 ± 1,39	51,98 ± 4,00	16,61 ± 3,55	15,17 ± 0,85
23C	1,75 ± 0,89	23,82 ± 3,55	50,93 ± 3,51	23,49 ± 5,18	14,04 ± 0,05
24C	2,62 ± 0,63	15,45 ± 1,43	50,30 ± 7,00	31,63 ± 4,98	13,65 ± 0,32
25C	1,93 ± 0,91	15,32 ± 0,86	50,14 ± 6,32	32,61 ± 5,50	13,09 ± 0,35
1P	9,51 ± 1,24	8,93 ± 0,92	69,56 ± 3,14	12,00 ± 1,07	3,80 ± 0,29
2P	1,03 ± 0,48	44,58 ± 4,93	50,73 ± 3,57	3,67 ± 1,12	7,60 ± 5,64
3P	10,23 ± 6,83	49,17 ± 5,96	39,49 ± 9,17	1,11 ± 0,30	3,18 ± 0,27
4P	1,31 ± 1,06	15,10 ± 6,20	79,35 ± 4,92	4,24 ± 1,68	8,35 ± 2,59
5P	0,74 ± 0,13	15,09 ± 3,17	71,95 ± 4,22	12,23 ± 1,56	5,17 ± 0,48
6P	1,02 ± 0,95	42,18 ± 2,75	54,05 ± 2,79	2,76 ± 0,47	2,40 ± 0,32
7P	1,00 ± 0,88	19,10 ± 9,31	63,85 ± 5,19	16,06 ± 14,23	1,99 ± 0,17
8P	4,04 ± 1,72	30,89 ± 3,60	40,82 ± 3,93	24,25 ± 4,26	10,02 ± 1,35
9P	5,01 ± 4,89	29,91 ± 11,45	60,32 ± 12,44	4,75 ± 2,74	2,99 ± 0,11
10P	11,87 ± 10,73	27,38 ± 3,72	59,09 ± 14,35	1,66 ± 0,14	2,47 ± 0,31
11P	3,10 ± 2,83	34,85 ± 3,12	60,96 ± 5,65	1,09 ± 0,69	2,34 ± 0,09
12P	4,82 ± 4,88	30,61 ± 11,80	61,05 ± 12,33	3,52 ± 1,99	1,82 ± 0,10
13P	3,77 ± 2,32	51,13 ± 8,60	41,07 ± 5,60	4,02 ± 2,31	2,62 ± 0,46
14P	0,23 ± 0,14	13,12 ± 2,81	77,07 ± 1,76	9,57 ± 1,14	6,22 ± 0,51
15P	1,26 ± 0,63	52,70 ± 18,78	42,36 ± 16,36	3,68 ± 1,84	2,90 ± 0,10
16P	1,71 ± 0,68	43,59 ± 22,95	54,04 ± 23,30	0,66 ± 0,19	2,67 ± 0,38
17P	2,38 ± 0,81	56,20 ± 0,98	38,51 ± 2,24	2,92 ± 1,09	4,77 ± 0,12
18P	4,53 ± 1,60	17,59 ± 2,09	74,79 ± 1,75	3,09 ± 0,30	2,99 ± 0,10
19P	2,23 ± 0,25	53,75 ± 4,20	42,47 ± 3,45	1,56 ± 0,73	3,05 ± 0,07
20P	13,50 ± 7,22	25,98 ± 3,22	57,35 ± 5,68	3,16 ± 1,30	3,13 ± 0,32
21P	39,90 ± 21,56	36,55 ± 12,77	18,37 ± 7,52	5,18 ± 1,50	5,28 ± 0,92
22P	46,77 ± 3,26	45,65 ± 5,38	6,22 ± 1,96	1,36 ± 0,33	4,11 ± 0,20
23P	1,41 ± 0,67	24,47 ± 7,73	72,97 ± 7,86	1,15 ± 0,42	2,09 ± 0,08
24P	28,52 ± 8,80	35,87 ± 7,69	31,79 ± 3,48	3,83 ± 2,02	2,90 ± 0,22
25P	8,93 ± 5,59	15,05 ± 1,27	69,94 ± 5,13	6,09 ± 2,54	2,58 ± 0,15
26P	0,98 ± 0,51	17,30 ± 7,78	78,86 ± 7,51	2,86 ± 1,14	5,37 ± 3,37
27P	11,33 ± 3,42	59,34 ± 2,12	28,79 ± 1,44	0,53 ± 0,08	1,91 ± 0,08
28P	0,81 ± 0,61	21,84 ± 8,87	74,22 ± 8,71	3,13 ± 1,17	1,83 ± 0,04
29P	1,11 ± 1,06	15,70 ± 3,46	82,50 ± 3,68	0,69 ± 0,32	2,03 ± 0,13
31P	1,26 ± 0,43	11,68 ± 0,23	81,39 ± 2,74	5,67 ± 2,25	2,75 ± 0,30
32P	9,36 ± 3,57	16,82 ± 1,47	55,07 ± 4,69	18,75 ± 4,96	7,81 ± 2,71

Tabla 5. Perfil granulométrico y contenido en materia orgánica (%) en los sedimentos de cada punto de muestreo (n=3). MO: materia orgánica (media ± error estándar).

