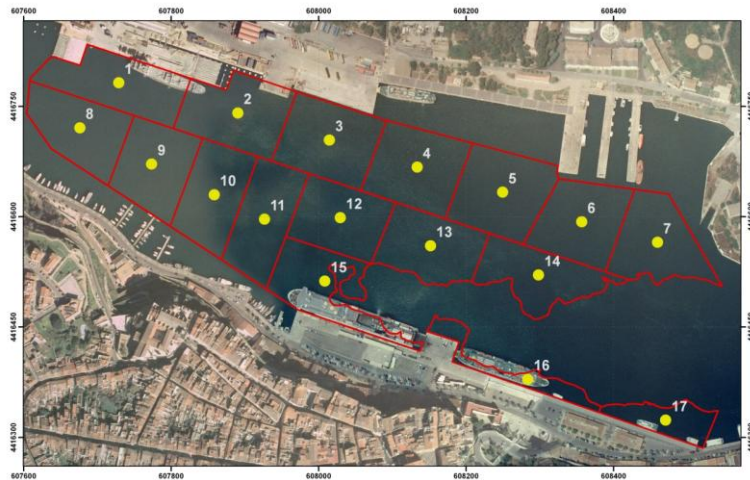


Informe del proyecto DRAGAT-MAÓ



Revisión y Control del Plan de Vigilancia Ambiental de las obras de dragado del Puerto de Maó

Diciembre 2015

Contrato entre la Autoridad Portuaria de Baleares
y el Instituto Español de Oceanografía



Fotos portada:

Zona de dragado del Puerto de Maó obtenida del “Informe de la caracterización de los sedimentos del Puerto de Mahón”, Octubre 2011 CBBA (Centre Balear de Biologia Aplicada).

Draga: Ana Morillas (IEO, Centro Oceanográfico de Baleares).

AUTORES

Coordinadores: Enric Massutí^{1*} y Eladio Santaella²

Elaboración del informe:

Fondo marino: Jesús Rivera²

Praderas *Posidonia oceanica* y *Pinna nobilis*: Salud Deudero¹, Elvira Álvarez³ y Margalida Cerdà³

Contaminantes sedimentos y biota y respuesta bio-marcadores en mejillón: Juan Antonio Campillo⁴, Víctor M. León⁴, Victoria Besada⁵, Concepción Martínez-Gómez⁴, Víctor García⁴, Juliana Valdés⁴, Cristóbal Navarro⁴, Fulgencio Martínez⁴, Carlota Ceruso⁴, Inés García⁴ y Fernando Schultze⁵

Contaminantes peces interés comercial: Victoria Besada⁵ y Fernando Schultze⁵

Recogida de datos y muestras:

Fondo marino: Jesús Rivera² (jefe de campaña), María Teresa Farriols¹ y Luis Horrach Roselló⁶

Praderas *Posidonia oceanica* y *Pinna nobilis*: Elvira Álvarez³ (jefa de campaña), Salud Deudero¹, Margalida Cerdà³, Carmen Alomar⁷, Micaela García³, Carlos A. Morell³, Francesc Ordinas¹, Marta Sales^{1*}, Piluca Sarriera³, Jaime Sintés^{8*}, Maite Vázquez¹, Eva M^a Vidal¹

Contaminantes en sedimento y biota, y respuesta bio-marcadores en mejillón: Juan Antonio Campillo⁴, Víctor M. León⁴, Marta Sales^{1*}, Eva M^a Vidal^{1*}, Cristóbal Navarro⁴ y Benjamín Reviriego⁸

Contaminantes peces interés comercial: Victoria Besada⁵, Olga Reñones^{1*}, Marta Sales^{1*} y Fernando Schultze⁵

Edición del informe: M^a Cruz Iglesias¹, Olga Reñones^{1*} y Enric Massutí^{1*}

Instituciones:

¹Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Baleares. Moll de Ponent s/n, 07015 Palma de Mallorca

*Estació d'Investigació "Jaume Ferrer", Govern de les Illes Balears e Instituto Español de Oceanografía. La Mola, 07700 Maó

²Instituto Español de Oceanografía, Servicios Centrales. Corazón de María 8, 28002 Madrid

³Asociación TURSIOPS. Pop 25, 07639 Sa Ràpita, Campos (Islas Baleares)

⁴Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Murcia. Varadero 1, 30740 San Pedro del Pinatar (Murcia)

⁵Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Vigo. Subida a Radio Faro 50, 36390 Vigo

⁶Universidad de Cádiz, Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales. CASEM Polígono Río San Pedro, 11510, Puerto Real, Cádiz

⁷IPD (Investigación Planificación y Desarrollo S.A.). Paseo Imperial 10-12, 28005 Madrid

⁸Centre Balear de Biologia Aplicada. Lluçmajor 18, 07006 Palma de Mallorca.

RESUMEN: En este documento se presentan los trabajos científicos realizados por el Instituto Español de Oceanografía (IEO), dentro del Plan de Vigilancia Ambiental del dragado del Puerto de Maó (Menorca, Islas Baleares), para la caracterización de los ecosistemas marinos en el punto de vertido y área adyacente. Se incluyen los resultados de los estudios realizados por diversos grupos de investigación, principalmente en Enero-Marzo 2015, después del dragado, que se comparan con los obtenidos en Enero-Marzo 2014, antes del dragado, en relación al fondo marino, las praderas de *Posidonia oceanica* y el molusco bivalvo *Pinna nobilis*, y los contaminantes en sedimentos y biota, así como en especies de interés comercial para el consumo humano. Se presentan también las conclusiones de esos estudios realizados antes y después del dragado, sobre la posible afección en los ecosistemas marinos del vertido del material procedente del dragado. Este informe se contempla en el contrato entre la Autoridad Portuaria de Baleares y el IEO, suscrito el 5 Febrero 2014, para los trabajos de asistencia técnica para la revisión y control del Plan de Vigilancia Ambiental del dragado del Puerto de Maó.

RESUM: En aquest document es presenten els treballs científics realitzats per l'Institut Espanyol de Oceanografia (IEO), dins del Pla de Vigilància Ambiental del dragat del Port de Maó (Menorca, Illes Balears), per a la caracterització dels ecosistemes marins en el punt de vessament i àrea adjacent. S'inclouen els resultats dels estudis realitzats per diversos grups de recerca, principalment pel Gener-Març 2015, després del dragat, que es comparen amb els obtinguts pel Gener-Març 2014, abans del dragat, en relació al fons marí, les praderies de *Posidonia oceanica* i el mol·lusc bivalve *Pinna nobilis*, i els contaminants en sediments i biota, així com en espècies d'interès comercial pel consum humà. Es presenten també les conclusions d'aquests estudis realitzats abans i després del dragat, sobre la possible afecció en els ecosistemes marins del vessament del material provinent del dragat. Aquest informe es contempla en el contracte entre l'Autoritat Portuària de Balears i el IEO, subscrit el 5 Febrer 2014, pels treballs d'assistència tècnica per a la revisió i control del Pla de Vigilància Ambiental del dragat de Port de Maó.

ABSTRACT: This document presents the scientific actions developed by the Instituto Español de Oceanografía (IEO) within the Environmental Monitoring Plan of the works of dredging the Port of Maó (Minorca, Balearic Islands), for the characterization of the marine ecosystems in the point of discharge of dredged material and adjacent area. The results of the studies developed by several research groups, mainly in January-March 2014, after dredging, which are compared with those obtained in January-March 2014, before dredging, in relation to the seafloor, *Posidonia oceanica* meadows and the bivalve mollusc *Pinna nobilis*, and the contaminants in sediments and biota, as well as in commercial species for human consumption, are included. The conclusions of these

studies conducted before and after dredging, in relation to the possible impact of the discharge of material from dredging on marine ecosystems are also presented. This report is contemplated within the contract between the Autoridad Portuaria de Baleares and the IEO, signed on 5 February 2014, for the technical assistance activities to review and control the Environmental Monitoring Plan of the works of dredging the Port of Maó.

ÍNDICE

1. Antecedentes.....	3
2. Fondo marino.....	7
2.1. Objetivos	7
2.2. Metodología de estudio y muestreo.....	7
2.3. Resultados y Discusión	12
3. Praderas <i>Posidonia oceanica</i>	25
3.1. Objetivos	25
3.2. Metodología de estudio y muestreo.....	25
3.3. Resultados	47
3.4. Discusión.....	110
4. Contaminantes.....	125
4.1. Objetivos	125
4.2. Metodología de estudio y muestreo.....	125
4.3. Resultados y Discusión	143
7. Conclusiones	179
8. Bibliografía.....	185

ANTECEDENTES



Fuente: Autoridad Portuaria de Baleares



1. ANTECEDENTES

A principios de 2013 estaba previsto el dragado del puerto de Maó, en relación al cual el Instituto Español de Oceanografía (IEO) había emitido informes en 2012 y 2013. Este proyecto, que había generado mucho interés y polémica en la opinión pública de Menorca, fue suspendido por Decreto de la Fiscalía Superior de las Islas Baleares del 25 Marzo 2013. Tras el archivo de las Diligencias de la Investigación Penal nº 20/2013 del “Proyecto de Dragado de la zona próxima a la Estación Naval y Cos Nou en el puerto de Maó”, decretado el 7 Octubre 2013 por el Fiscal Superior de las Islas Baleares, y siguiendo la sugerencia del informe sobre el asunto, de la Unidad Técnica de la Fiscalía de Medio Ambiente y Urbanismo¹, el 6 Noviembre 2013 la Autoridad Portuaria de Baleares (APB) solicitó al IEO la revisión y el control del “Plan de Vigilancia Ambiental (PVA) de las obras de dragado del Puerto de Mahón y posterior vertido al mar del material dragado”, elaborado a principios de 2013 por la empresa CBBA (Centre Balear de Biologia Aplicada).

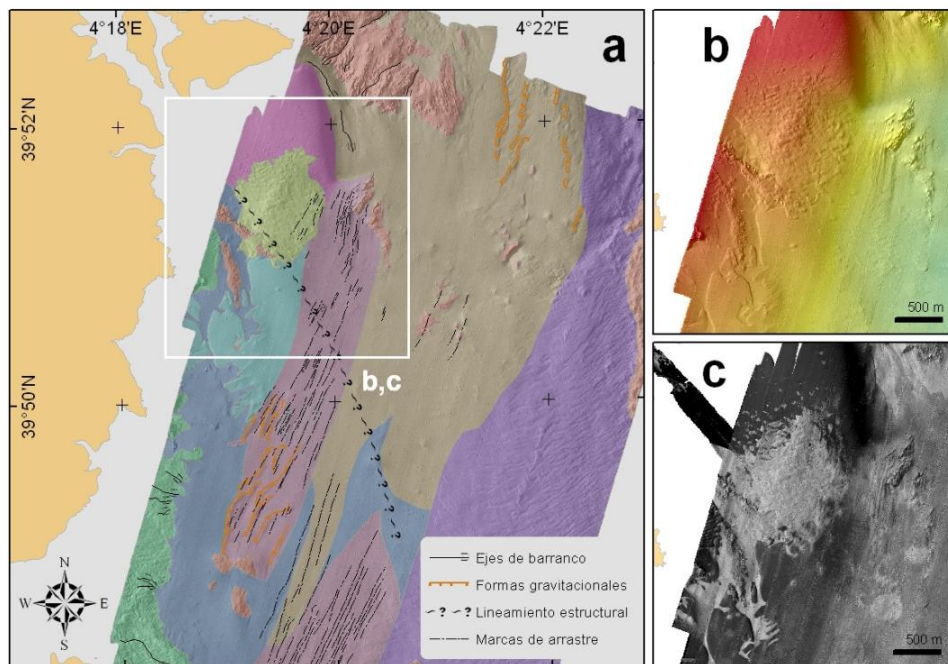
El 5 Febrero 2014, la APB y el IEO formalizaron el “Contrato para encargos de los trabajos de asistencia técnica para la revisión y control del plan de vigilancia ambiental de las obras de dragado en el Puerto de Maó”, con el objetivo de encargar al IEO los trabajos de asistencia técnica, con el fin de asegurar la no afección a los ecosistemas marinos del vertido del material procedente del dragado. Para atender esta solicitud, el IEO ha configurado un equipo de expertos en contaminación, hidrografía, cartografía del fondo marino y hábitats bentónicos vulnerables. En este contrato se definen los trabajos a realizar por el IEO, motivo del encargo, que entre otros fueron: (i) valorar y supervisar la elaboración definitiva del PVA, así como realizar recomendaciones para su mejora; (ii) el seguimiento aleatorio de la toma de muestras y de los análisis realizados en el PVA durante el dragado; y (iii) llevar a cabo diversos estudios científicos para evaluar los posibles efectos del dragado y el correspondiente vertido en el medio marino de Menorca. Señalar asimismo que el IEO participó en las 14 reuniones de la Comisión de Trabajo de Seguimiento Ambiental de la Obra de Dragado del Puerto de Maó, que se realizaron entre Febrero y Julio 2014 y en las que también participaron APB, CBBA, el Govern de les Illes Balears e IDOM, la empresa de asistencia técnica a la dirección de las obras.

¹En el último párrafo de este informe se recoge textualmente “Por la razones expuestas es absolutamente necesario que antes de tomar la decisión sobre el lugar de depósito del material dragado se estudie en profundidad la potencial afección que pueda generarse sobre el ecosistema por los metales que se pudieran aportar, sugiriendo que este estudio lo lleve a cabo el IEO, en coordinación con la Unidad Técnica de esta Fiscalía, destacando que este estudio debe llevarse a cabo a la mayor brevedad posible”.



La caracterización del medio marino y sus ecosistemas en el punto de vertido y área adyacente, antes y después del dragado, que se desarrolló entre Marzo y Julio 2014, se llevó a cabo mediante campañas de investigación. Previamente al dragado, en Febrero y Marzo 2014 se realizó el cartografiado geomorfológico del fondo marino y de su bionomía bentónica, un modelo hidrodinámico, análisis de contaminantes en agua, sedimento y biota, así como en especies de interés pesquero, y la caracterización de las praderas de *Posidonia oceanica*. Los resultados de estos estudios, así como la descripción de los trabajos para valorar el PVA y realizar recomendaciones de mejora, se incluyeron en un primer informe, elaborado en Julio 2014 (Massutí y Santaella, 2014). El presente informe incluye los resultados de los trabajos de caracterización posteriores al dragado, que consistieron en repetir el cartografiado geomorfológico del fondo marino, los análisis de contaminantes en agua, sedimento y biota, y la caracterización de las praderas de *P. oceanica*, así como las conclusiones generales de los estudios realizados antes y después del dragado en relación a la posible afección a los ecosistemas marinos del vertido del material procedente del dragado.

FONDO MARINO





2. FONDO MARINO

2.1.OBJETIVOS

A principios de 2014, el IEO realizó una campaña de investigación oceanográfica para el cartografiado de la zona de vertido y área adyacente, previamente al proyecto de dragado del Puerto de Maó. Las principales conclusiones de este cartografiado fueron:

“El punto de vertido y área adyacente se localiza sobre la plataforma insular oriental de Menorca. La prospección geológica ha mostrado que se trata de una zona de escaso relieve, con una pendiente media de $0,79^\circ$ y una orientación sur-sudeste (dirección 116°N). La profundidad mínima registrada fue de 20,6 m, la máxima de 105,6 m y la media de 63,6 m. Dentro de la homogeneidad del fondo marino de esta zona, destacan algunos elementos geomorfológicos singulares naturales y antrópicos. Se confirma la información previa, en relación a que se trata de un fondo previamente impactado por el vertido de obras de dragado anteriores, en el que también se han detectado marcas de artes de arrastre. La concavidad del fondo en el punto de vertido propuesto es adecuada para el confinamiento blando de los sedimentos dragados.”

Una vez terminadas las obras de dragado, se realizó un segundo levantamiento batimétrico del punto de vertido y área adyacente, aplicando la misma metodología que en la campaña anterior. El objetivo era evaluar, por métodos geofísicos, los cambios morfológicos y texturales del punto de vertido y su posible afección al área adyacente.

2.2. METODOLOGÍA DE ESTUDIO Y MUESTREO

El segundo levantamiento batimétrico se realizó del 24 al 27 Julio 2014, durante la campaña de investigación oceanográfica MAO1407 a bordo del B/O *Francisco de Paula Navarro*. Los equipos de geofísica empleados, ecosonda multihaz EM3002D y perfilador paramétrico de fondo, componen el Sistema Modular de Adquisición Cartográfica (SMAC) del IEO, que consta de una góndola de transductores (fija a la quilla del buque) y un contenedor ISO 10', que alberga el laboratorio de adquisición y aloja los transeptores, unidad de procesado, Seapath 200 y demás electrónica de cubierta del sistema.



Entre las campañas MAO1401 y MAO1407 se implementaron algunas mejoras en el sistema: (i) incremento de la estanqueidad de los conectores en la caja de conexiones de cubierta; (ii) cambio de emplazamiento de la unidad de referencia Inercial (MRU); (iii) calibración topográfica del nuevo emplazamiento de los sensores; y (iv) montaje del sensor de velocidad de sonido en superficie tras su reparación. La calibración del sistema tras estas mejoras se realizó el 28 Junio 2014 en la bahía de Palma de Mallorca.

Los trabajos de adquisición en el área de estudio, al este de Menorca entre La Mola y la isla del Aire (Figura 2.1), comenzaron el 24 de Julio 2014 a las 8:00 UTC con buenas condiciones meteorológicas. Los trabajos se organizaron en tres turnos de guardia con relevo cada 4 h, de manera que se cubrieron 24 h diarias de trabajo. A las 02:20 UTC del 25 Julio se suspendió la adquisición, por un fallo en la entrada de altitud del sistema. Durante esa noche y la mañana del día siguiente se determinó el origen de este fallo con los medios de a bordo y la ayuda del servicio de soporte vía telemática de SIMRAD. A medio día, el B/O entró en el puerto de Maó para realizar la reparación. En puerto se desmontó la unidad Seapath-200, limpiando todos sus conectores internos y externos con disolvente de contactos y se volvió a montar. En la mañana del 26 Julio un técnico de SIMRAD se desplazó a Maó para comprobar el sistema y reconfigurarlo, cambiando la comunicación MRU/Seapath-200 de RS232 a RS422. A las 10:00 UTC del 26 Julio se reanudan los trabajos de adquisición que se continúan sin interrupción hasta las 07:00 UTC del 27 Julio, momento en que concluye la campaña y el B/O regresa a Palma de Mallorca. La Figura 2.2 resume el calendario de campaña.

Las condiciones meteorológicas permitieron los trabajos de adquisición durante todos los días de campaña, siendo la avería sufrida la única interrupción de la misma. Gracias a la rápida actuación del personal de a bordo y el personal de SIMRAD la avería se solventó en tan sólo 32 horas, lo que permitió cumplir con todos los objetivos de la campaña. Del tiempo de campaña que se pudo aprovechar a trabajos científicos, se dedicaron 42 horas a adquisición de batimetría multi-haz, 2 horas la toma de perfiles de velocidad de sonido y 2 horas a la realización de perfiles sísmicos.

En la campaña se ha obtenido: (i) la batimetría de una superficie de 10.100,87 ha con cobertura del 100% y un solape entre líneas del 25%, para lo cual ha sido necesario navegar 297,30 mn (Figura 2.3); y (ii) dos perfiles de velocidad de propagación del sonido. Los datos adquiridos en esta campaña (MAO1407) han sido comparados a los adquiridos en la campaña previa al dragad (MAO1401), para poder determinar el alcance del impacto de los vertidos en cuanto a su extensión y volumen.

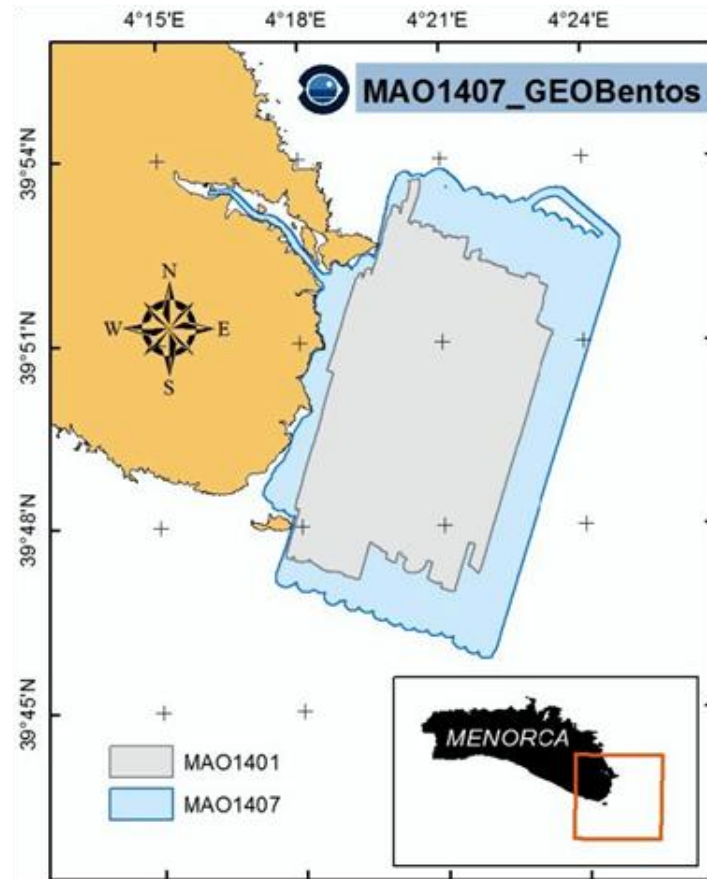


Figura 2.1. Área de estudio y superficie cartografiada en cada levantamiento batimétrico.

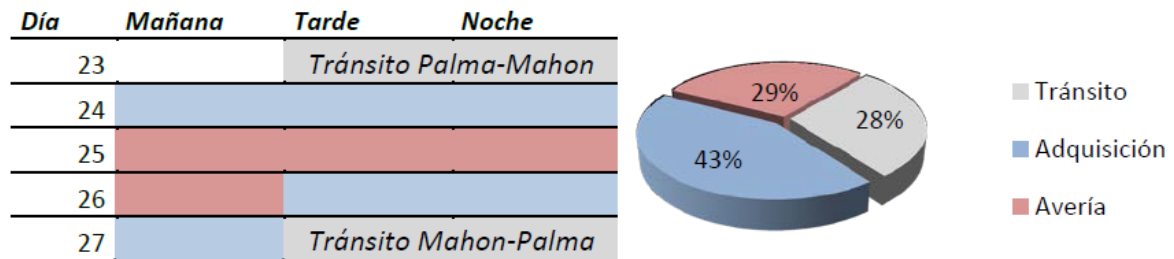


Figura 2.2. Tabla con las actividades de cada día de barco asignado y diagrama sectorial con los porcentajes correspondientes.

La técnica geofísica aplicada ha sido la batimetría multi-haz, que aporta dos productos finales: (i) la batimetría del área de estudio en un Modelo Digital de Elevaciones (MDE) de 5x5 m de resolución; y (ii) la reflectividad en un Modelo Digital del Terreno (MDT) con la misma resolución, que expresa la intensidad de la señal acústica reflejada por el fondo. Se utilizó una ecosonda modelo EM3002D de Kongsberg. La precisión y exactitud vertical, así como la precisión horizontal de esta ecosonda es de 1 cm. La exactitud



horizontal depende del método de posicionamiento empleado. En este caso se utilizó posicionamiento GPS diferencial por corrección satelital OmniStar, con una exactitud de 35 cm. Para la corrección de la refracción se realizaron perfiles diarios de velocidad de propagación del sonido en la columna de agua, empleando para ello un perfilador AML SvPlus de Applied MicroSystems.

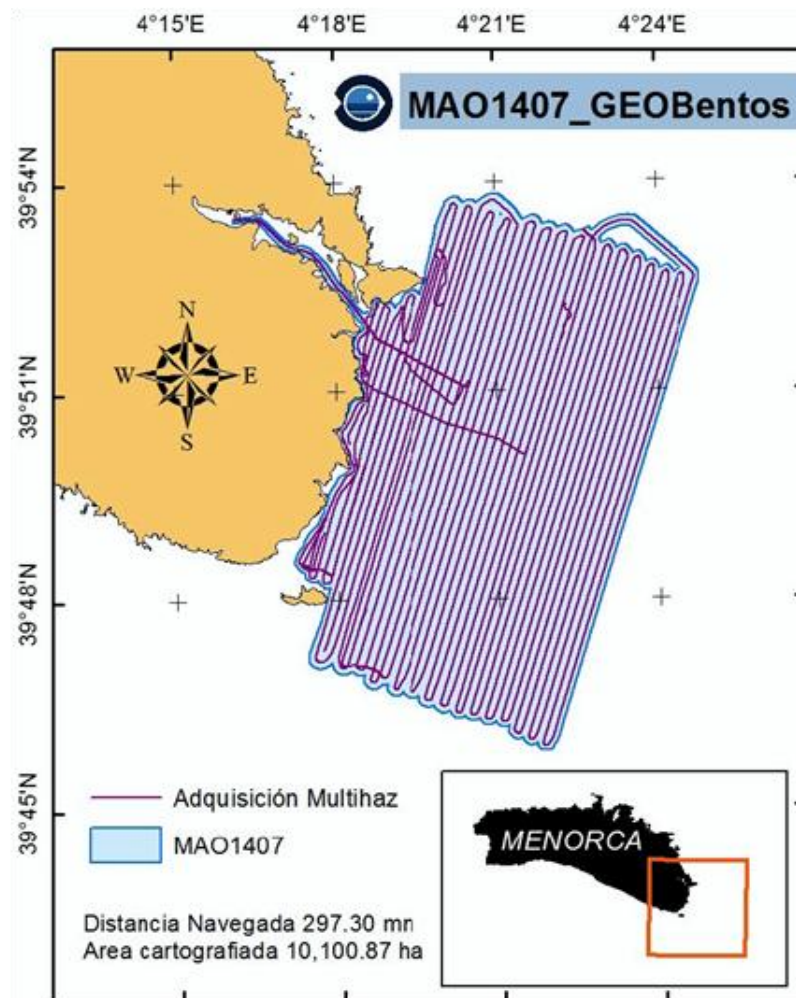


Figura 2.3. Trabajos realizados durante la campaña: Líneas de navegación en adquisición de batimetría multihaz (297,30 mn). Área barrida (10.100,87 ha).

Para la corrección de velocidad de sonido en superficie y en tiempo real se empleó un sensor AML Svplus, emplazado en la góndola junto a los transductores. La notable diferencia entre los valores registrados por el perfilador en una y en otra estación (Figura 2.4), indican una variación espacio-temporal importante de las propiedades de propagación acústica de la columna de agua durante el transcurso de la campaña. Incluso la diferencia incluso entre los valores registrados durante la subida respecto a la bajada en una misma estación, muestran inhomogeneidades en la estratificación de la

columna de agua, con una escala espacial de algunas decenas de metros, que es la distancia recorrida por el barco a la deriva durante la maniobra. Estas condiciones produjeron importantes “*artefactos de sonrisa*” (distorsiones hiperbólicas across-track) en los datos obtenidos. Para corregir este problema fue necesario un laborioso trabajo de post-proceso sobre el coeficiente de refracción.

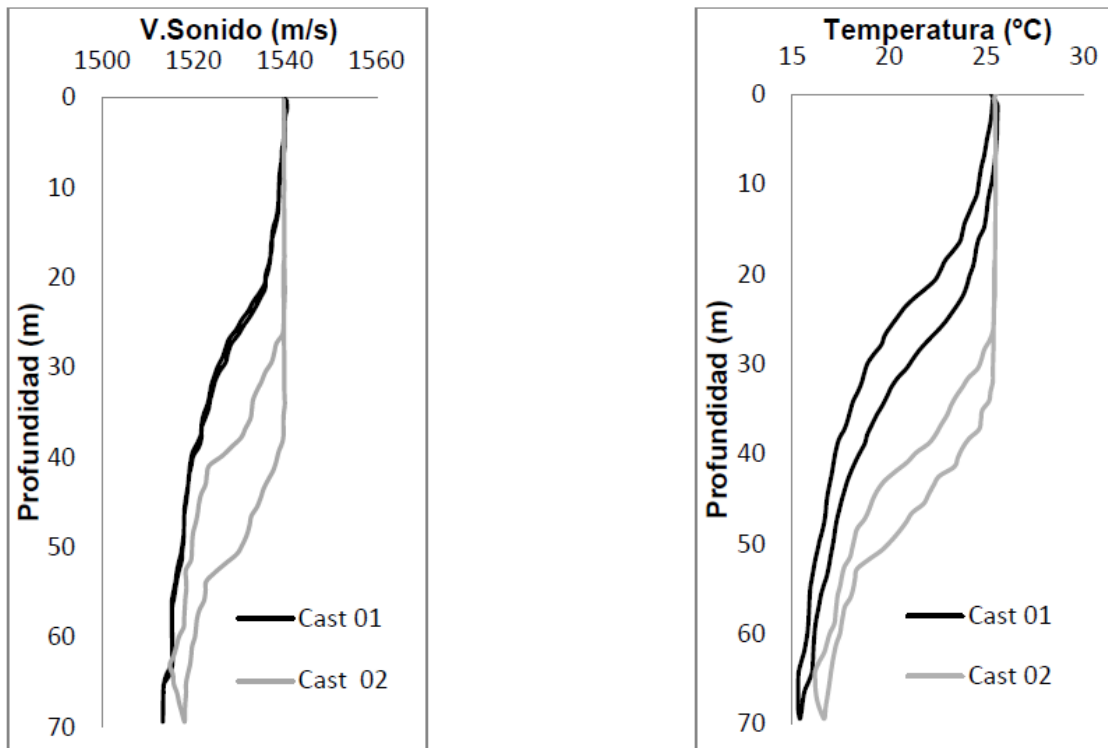


Figura 2.4. Perfiles de Velocidad de sonido y temperatura (Subida y bajada) obtenidos durante la campaña con el perfilador AML SvPlus. El Cast_01 fue realizado a las 08:20 del 24/07/2014; El Cast_02 a las 11:38 del 26/07/2014.

La corrección de marea también se aplicó en post-proceso, conforme al registro de marea tomado por el mareógrafo radar de puertos del estado situado en el islote de Pinto. Los valores de nivel del mar medidos se transformaron al Nivel Medio del Mar en Ciutadella (NMMC), que es el nivel medio del mar de referencia en la isla de Menorca. Se eligió esta referencia vertical en lugar del cero del puerto o el cero hidrográfico por ser la referencia que guarda relación con procesos naturales. La Figura 2.5 muestra el registro de marea del puerto de Maó durante los días de campaña, utilizados en este post-procesado.

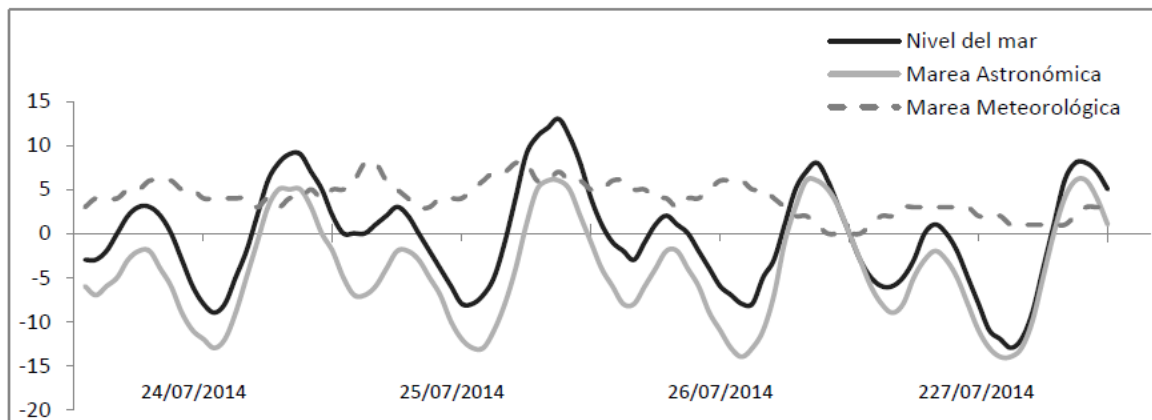


Figura 2.5. Registro de marea del Puerto de Maó durante los días de campaña. La gráfica muestra el nivel medio del mar, la marea astronómica y la marea meteorológica referidas al Cero del Puerto. En el procesado de la batimetría multihaz se ha aplicado la corrección respecto al Nivel Medio del Mar en Ciutadella (-117 mm respecto del cero del puerto).

2.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El modelo digital de elevaciones (MDE) y el modelo digital del terreno (MDT) realizados con los datos de la campaña MAO1407 se muestran en las Figuras 2.6 y 2.7. La zona prospectada se localiza sobre la plataforma insular oriental de Menorca. Al norte de la zona de estudio se encuentra La Punta de S'Esperó, que es el cabo más oriental de la isla. Bajo el agua, las estribaciones rocosas de La Mola se extienden hasta los 60 m de profundidad, alcanzando el meridiano 4°21'E y delimitando el margen septentrional de la zona de estudio. El margen occidental es la línea de costa. Gracias al buen tiempo en esta campaña se ha podido navegar muy cerca de costa, llegando a cartografiar hasta al menos la isóbata de los 20 m e incluso llegando a los 7 m en algunas zonas. El margen meridional, en tierra, lo marca la isla del Aire, no existiendo bajo el agua ningún accidente geográfico destacable. En el margen oriental de la zona de estudio destaca un campo de ondas de sedimento de más de 1.400 ha, que no llega a ser abarcado en su totalidad por el área cartografiada. En el informe de la campaña previa al dragado (MAO1401) se realizó una descripción detallada de los elementos morfológicos de la zona². En la campaña MAO1407 se amplió la superficie cubierta respecto a la campaña anterior MAO1401 (Figura 2.1), lo que ha permitido comprobar que en la franja de los 100 m de profundidad se extiende un fondo rugoso, con una firma acústica propia de los arrecifes de coralígeno.

²<https://dl.dropboxusercontent.com/u/6795452/Borrador/Informe%20del%20IEO%20febrero%202014.pdf>.

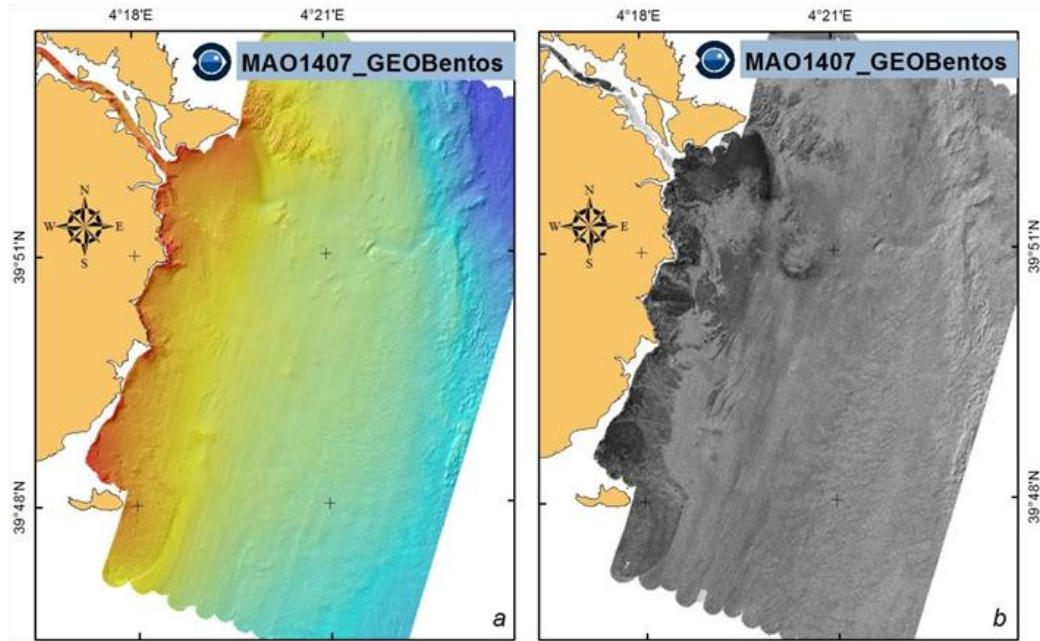


Figura 2.6. Modelos digitales del terreno de: (a) elevaciones con sombreado, (b) reflectividad.

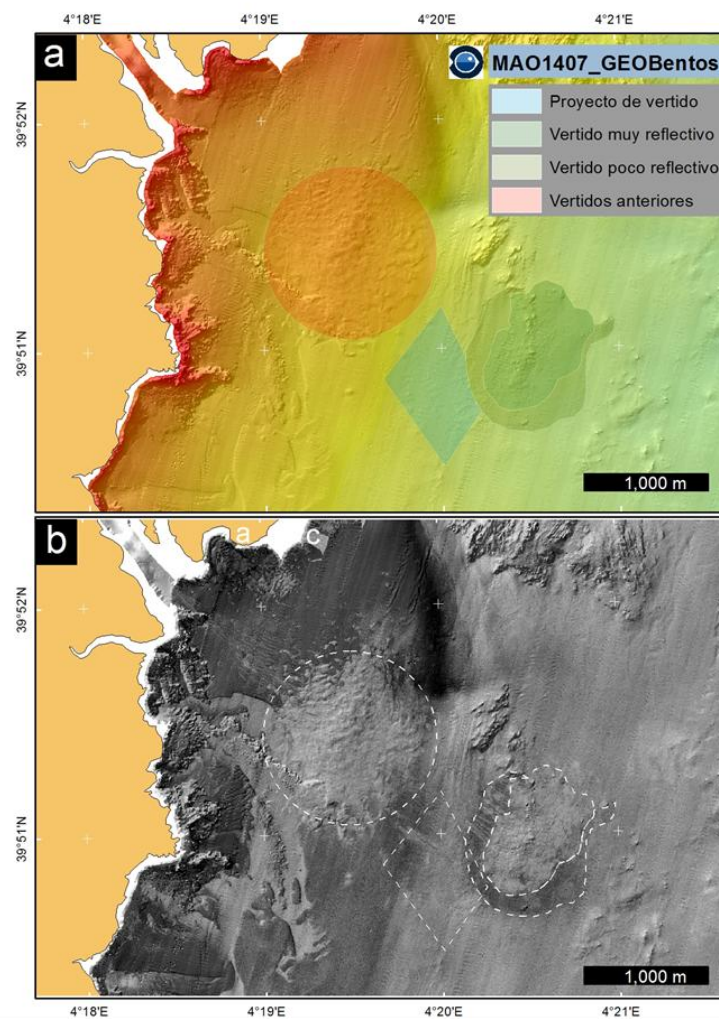


Figura 2.7. Modelos digitales del terreno de: (a) elevaciones con sombreado, (b) reflectividad.



La Figura 2.8 muestra los histogramas de los datos de profundidad, reflectividad, pendiente y orientación obtenidos. El MDE recoge una profundidad mínima registrada de 6,9 m y una máxima de 149,4 m, siendo la profundidad media de 70,9 m, con una desviación típica de 23,9 m. A partir del MDE se ha obtenido un MDT de las pendientes y un MDT de las orientaciones. La pendiente, expresada en grados, indica la inclinación del lecho marino, mientras que la orientación señala la dirección respecto al norte de esa inclinación. En general, se trata de una zona de escaso relieve, con una pendiente media de $0,79^\circ$ y una orientación media sur-sudeste (dirección 116°N).

Tomando como referencia la superficie obtenida en la campaña MAO1401, se ha estimado la diferencia de profundidad entre la batimetría previa al dragado y la batimetría una vez terminadas las labores de vertido del material de dragado. A la superficie generada con los datos obtenidos en la campaña MAO1407, se ha restado la superficie resultante de la campaña MAO1401, dando como resultado una nueva superficie con valor positivo, donde ha habido un incremento de volumen debido a los vertidos y con valor 0 donde no ha habido modificación de profundidad apreciable por las técnicas geofísicas empleadas (Figura 2.9).

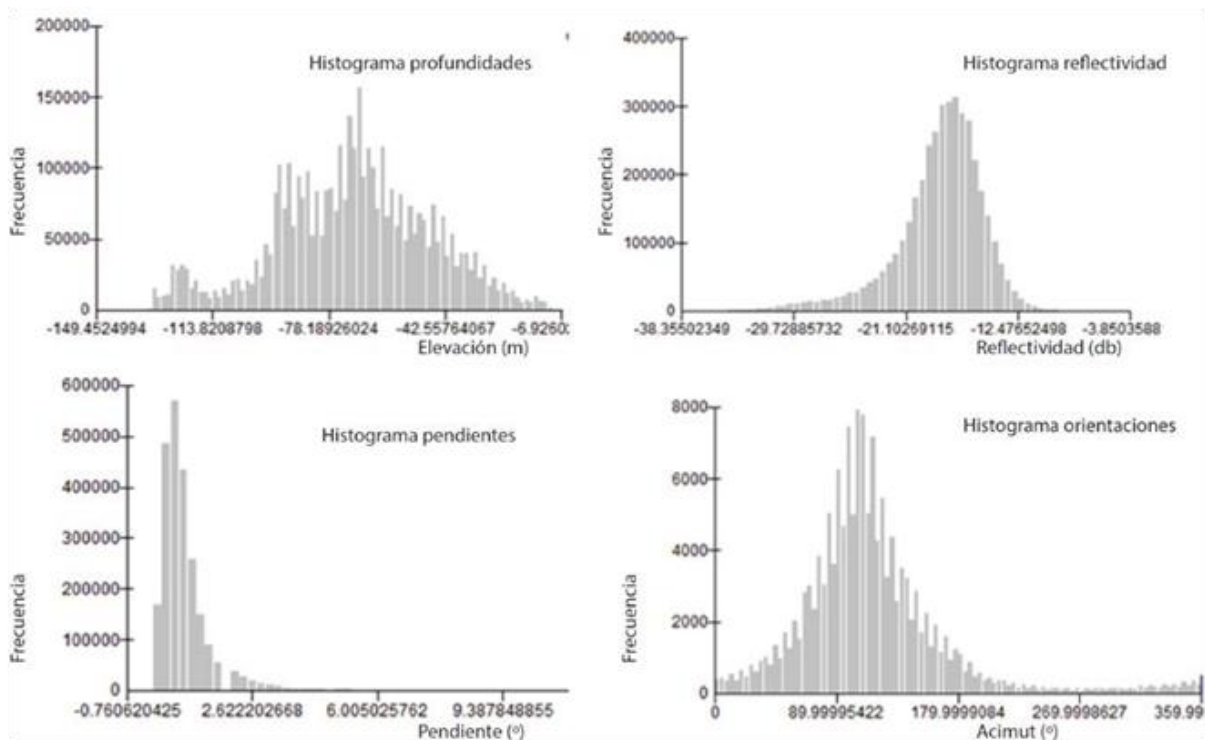
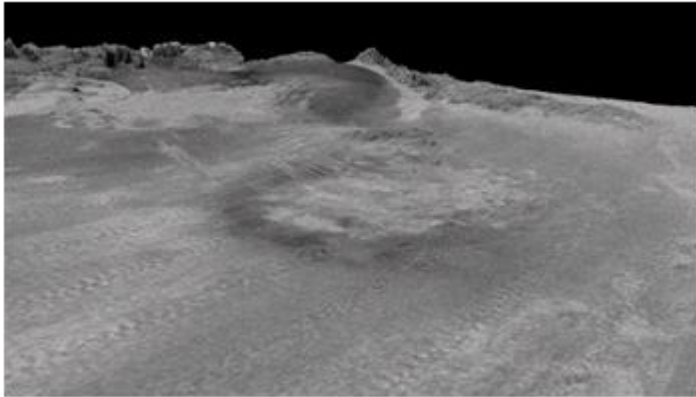


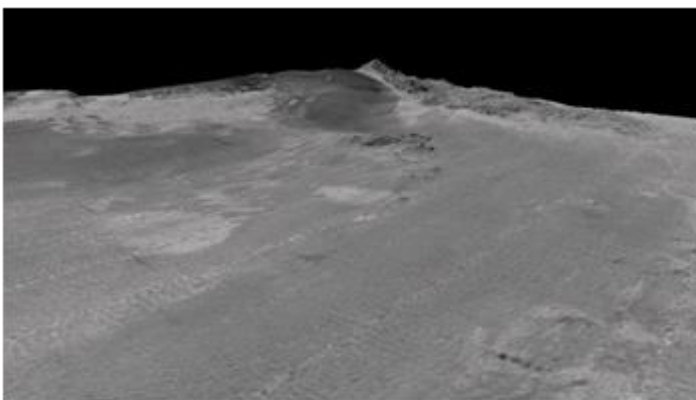
Figura 2.8. Histograma de los valores de profundidad, reflectividad, pendiente y orientación.



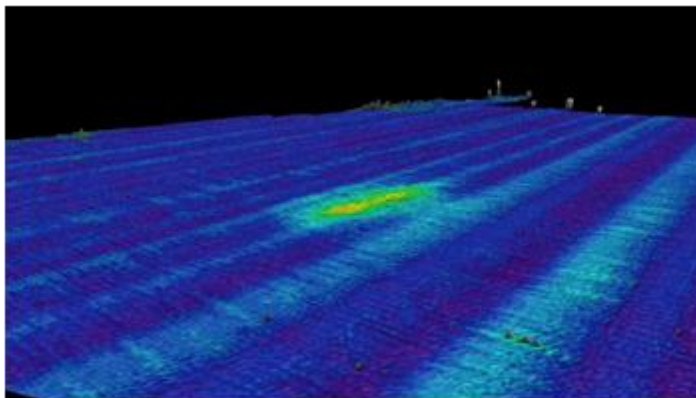
MAO1407 – MAO1401 = DIFERENCIA +/- error



MAO1407



MAO1401



DIFERENCIA +/- error

Figura 2.9. Vista 3D de las superficies restadas y su diferencia.

El error resultante (Figura 2.10) proviene de la suma de errores de precisión y exactitud de las técnicas empleadas y comprende entre otros los errores de posicionamiento por DGPS, de la ecosonda, de refracción, etc. Para determinar este error se ha hecho un análisis estadístico del residuo obtenido en la resta de superficies tomando los valores de toda el área comprendida por ambos MDE. El resultado del análisis del residuo indica que la diferencia de profundidad entre ambas superficies es en el 75% de los 2,345,574 puntos medidos <10 cm.

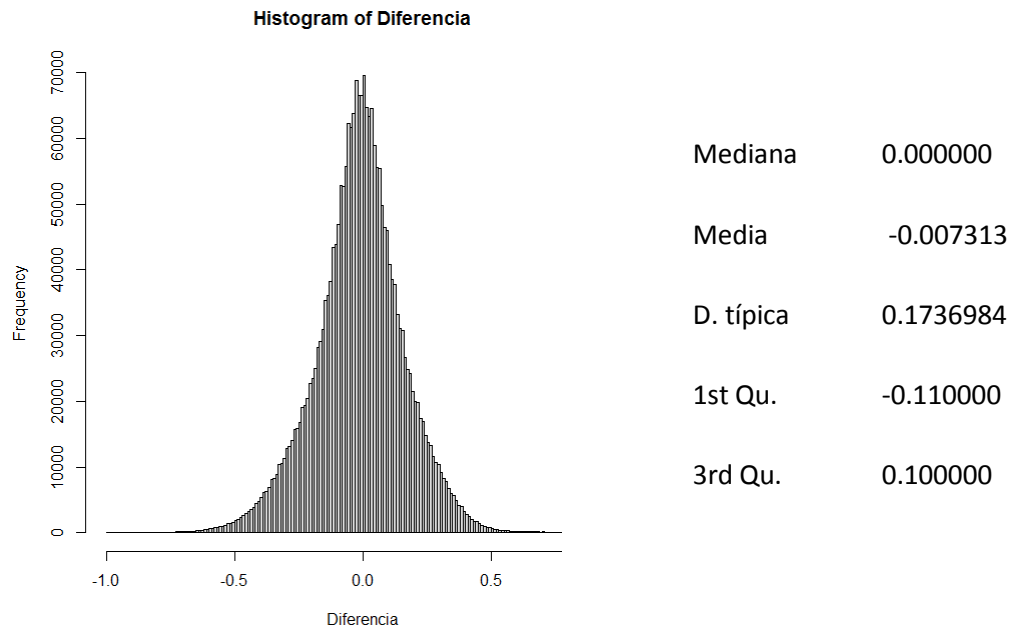


Figura 2.10. Histograma del error (residuo) al restar las superficies y estadísticos descriptivos de ese error.

Los depósitos de vertido han sido detectables por las técnicas geofísicas empleadas en este estudio (Figuras 2.11 y 2.12). Se ha mostrado un incremento de volumen significativo en un área de 32,38 ha, con una diferencia máxima entre superficies de 1,44 m. Desde una vista cenital, los depósitos tienen forma de elipse, con una distancia en el eje mayor de 850 m y en el eje menor de 500 m. El incremento positivo de volumen medido en el área de vertido es de 163,890 m³. Extrapolando el error analizado, el volumen real depositado puede variar en $\pm 24,182$ m³ respecto del valor calculado.

Además de la diferencia de volumen detectable, se han podido identificar cambios en el lecho marino gracias a la reflectividad. La respuesta acústica del fondo cambia, haciéndose más reflectiva, si el depósito es de material más grueso, o menos reflectiva si el depósito es más fino. En la zona de vertido se ha identificado una área afectada de 100 ha. Dentro de esta superficie se distinguen dos zonas: Una de alta reflectividad, de 60 ha de extensión, situada en el centro de la zona de vertido, y otra zona de baja reflectividad, con una superficie de unas 40 ha y en forma de media luna, situada al suroeste y a continuación de la zona de alta reflectividad (Figura 2.13). La explicación a esta disposición pudiera ser que el material de vertido más grueso se hunde en una trayectoria vertical recta y perpendicular al fondo, depositándose en el mismo punto en que es vertido. El material grueso presenta una reflectividad alta, tal como corresponde a su naturaleza. Por el contrario, el material más fino sufre la advección de las corrientes en su descenso y es susceptible de resuspenderse en la columna al llegar al fondo una

descarga de material posterior, por lo que se va depositando a sotacorriente del punto de vertido.

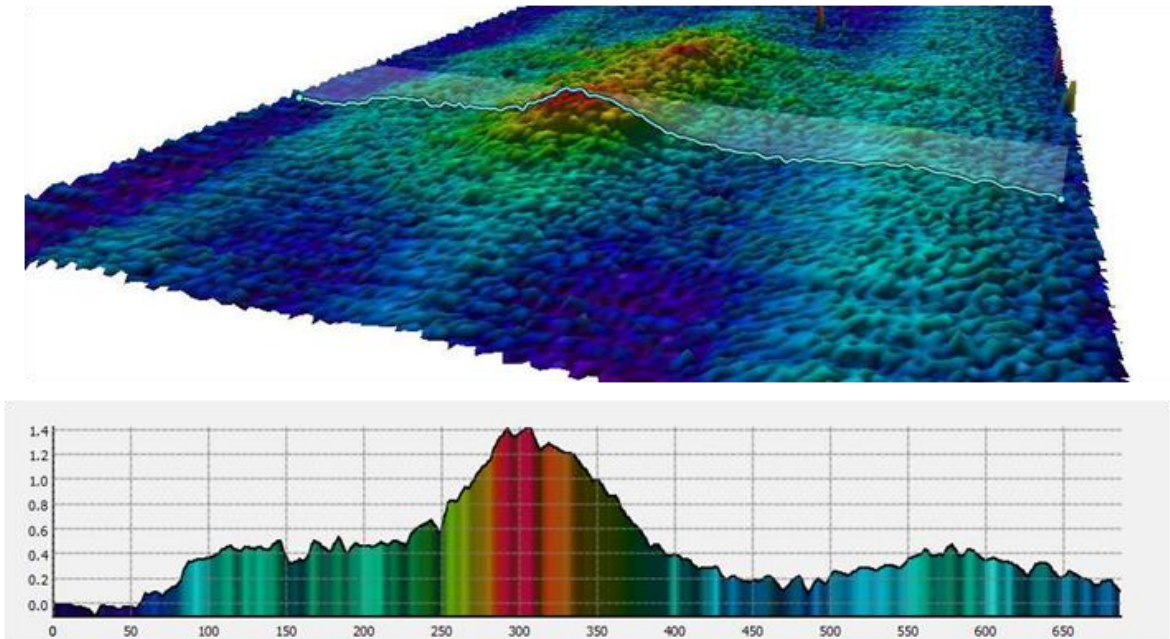


Figura 2.11. Vista 3D de la superficie DIFERENCIA en la zona del vertido y corte transversal.

Las 32 ha identificadas en el análisis del MDE, donde la diferencia de profundidad sí es detectable, quedan enmarcadas por el contorno de la zona de alta reflectividad situada en el centro de la zona de vertido detectada en el MDT (Figura 2.14). La elipse que delimita el área donde un cambio en la reflectividad del fondo es apreciable tiene una superficie de 100 ha, siendo su eje mayor de 1,340 m y el menor de 1,100 m. Fuera de la zona de vertido también se han detectado cambios en la reflectividad. Son marcas lineales de alta reflectividad alrededor de la zona de vertido y en el trayecto de la bocana del Puerto de Maó a la zona de vertido (Figura 2.15). Posiblemente estas marcas sean debidas a derrames del gánguil durante el transporte de material. Su alta reflectividad y nítido contorno hacen suponer que estas huellas corresponden a material de granulometría gruesa, mientras que la fracción fina es de suponer que haya sido advectada hacia el sur.

Los levantamientos batimétricos realizados, muestran cambios en el fondo marino relacionados con los trabajos de vertido del material procedente del dragado. Aunque este informe aporta un análisis cuantitativo del incremento de volumen depositado tras las obras, el resultado ha de ser tomado con precaución, debido a que los errores asociados al cálculo de este volumen son considerables. Sin embargo, el alcance de la afección desde el punto de vista cualitativo permite determinar con fiabilidad la extensión del mismo y aporta una información valiosa sobre el desarrollo de las labores de vertido. La



variación de la reflectividad del fondo indica depósitos de escasa potencia sedimentaria que no son detectables en el MDE pero que cubren y modifican la señal de la capa más superficial. Sin embargo, la extensión de estos depósitos es considerable, por lo que el volumen total puede ser importante. Por su forma lineal y su dirección, estas huellas probablemente sean el resultado de derrames de material durante el transporte.

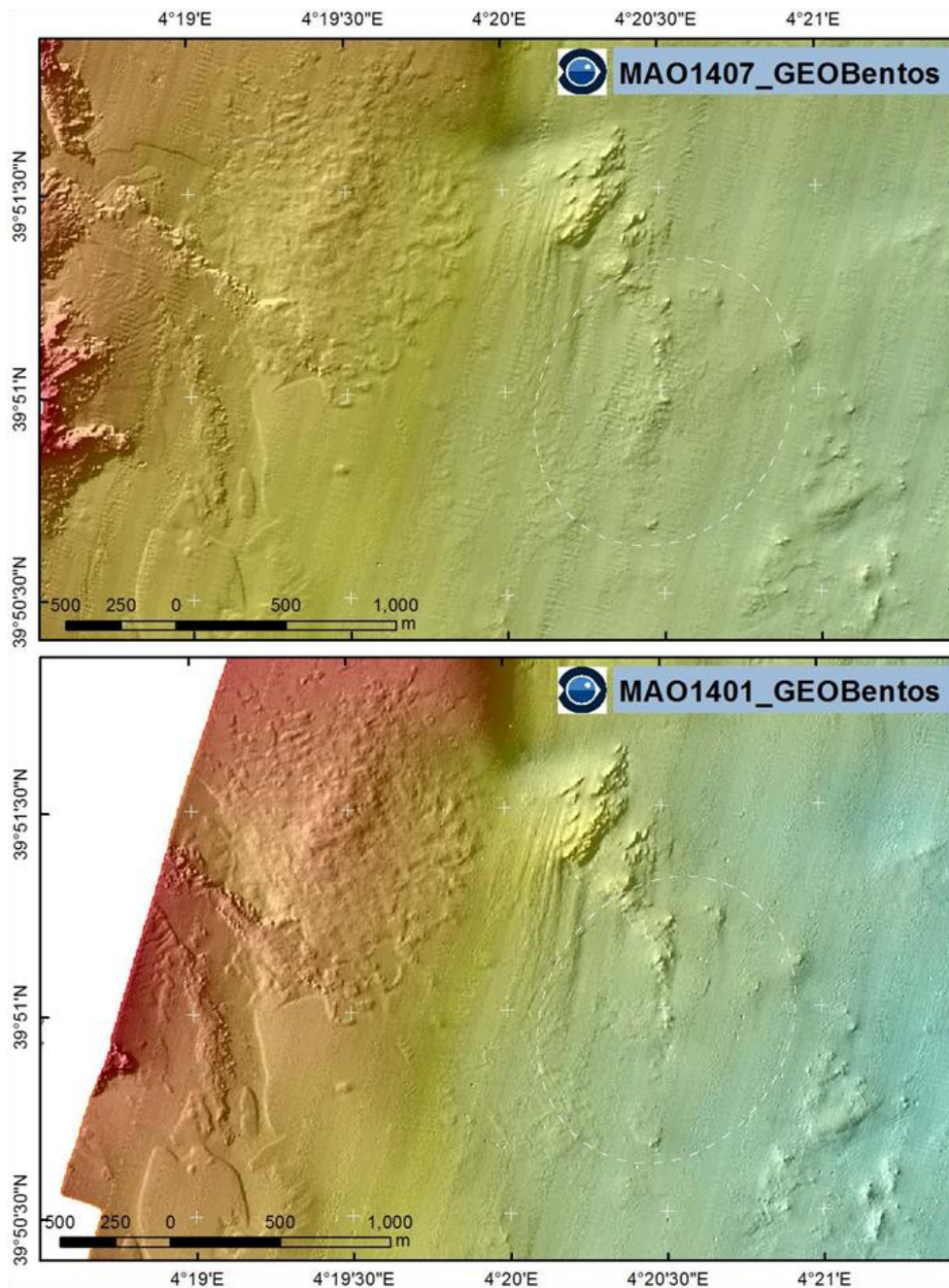


Figura 2.12. Modelo Digital de Elevaciones (MDE) obtenido en cada una de las campañas, posterior (arriba) y anterior (debajo) al Proyecto de Dragado del Puerto de Maó. En MDE correspondiente a MAO1407_GEOBentos se puede observar un ligero incremento de volumen en el área resaltada por la elipse discontinua.

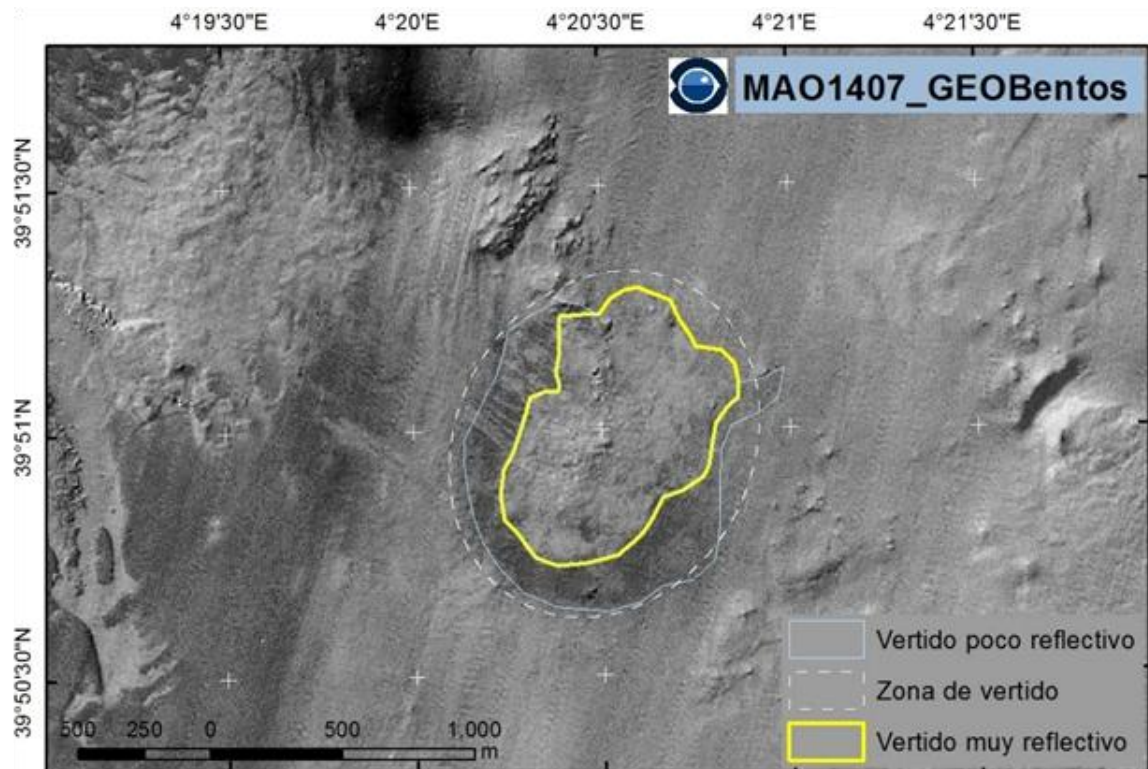


Figura 2.13: Huella acústica en la zona de vertido. Blanco más reflectivo, negro menos reflectivo.

La disposición de los sedimentos en la zona de vertido, con la fracción fina depositada a sotacorriente del punto de vertido, indica que el material ha sufrido advección en el momento de ser depositado. El alcance de este efecto, detectable por los métodos empleados, es de unos 100 m. Es decir, la fracción fina se ha depositado a una distancia máxima en la dirección de la corriente predominante norte-sur de 100 m, medidos desde el punto desde donde ha sido vertida. Es posible que más allá de los 100 m haya llegado material, pero si así hubiera sido éste no es detectable en la señal acústica del fondo. Se ha podido comprobar que la mayor parte del volumen depositado lo ha sido dentro de una zona deprimida respecto al relieve circundante, por lo que cabe esperar que la estabilidad del depósito en lo referente a agentes erosivos sea alta. En el MDT de concavidad/convexidad (Figura 2.16) se puede ver como la zona de vertido queda comprendida en un área de color azul que indica un fondo cóncavo.

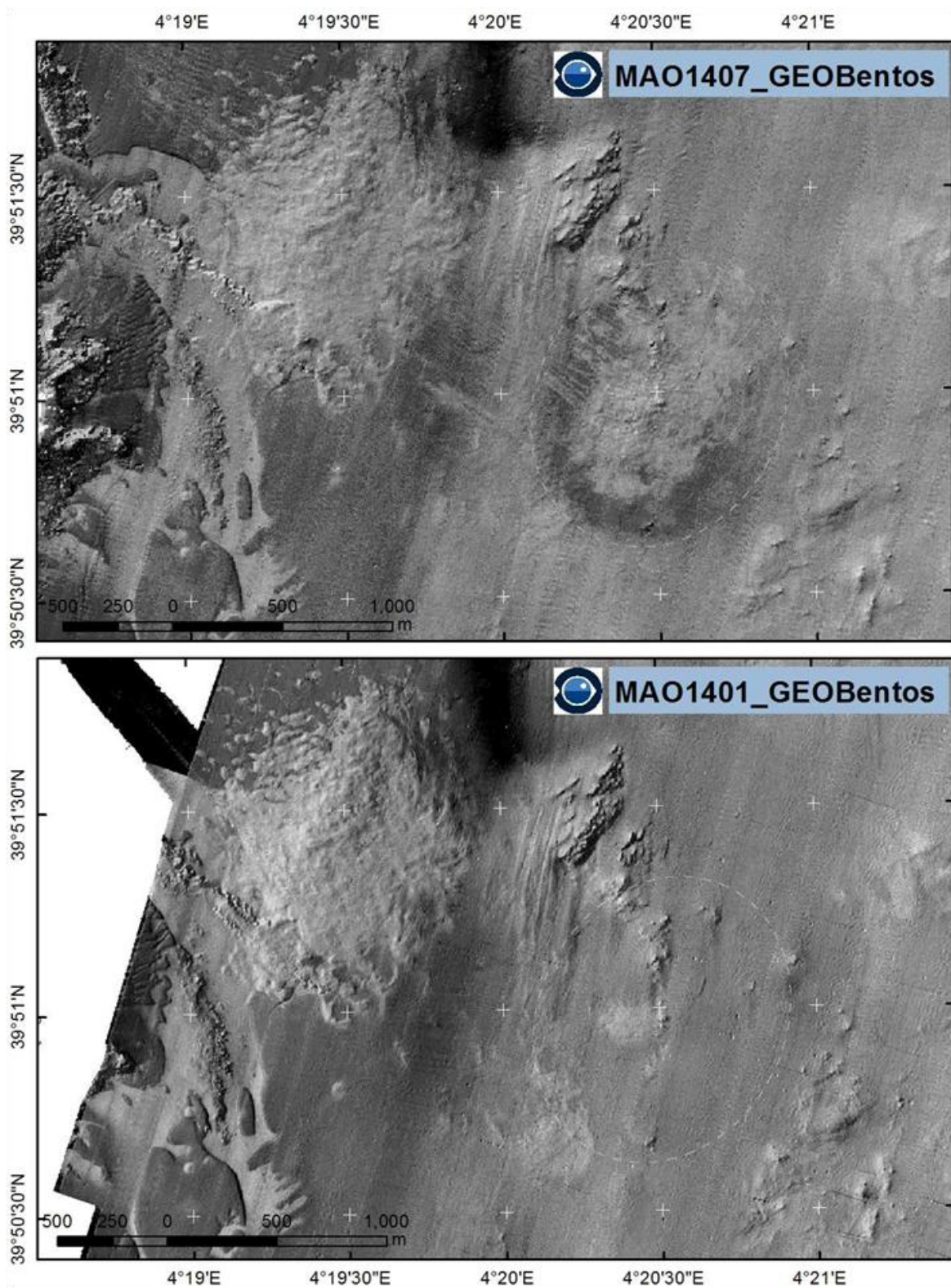


Figura 2.14. Modelo Digital del Terrero (MDT) de la reflectividad antes y después de las obras de dragado. La elipse de trazo discontinuo marca la zona de vertido en los dos MDT. Blanco más reflectivo, negro menos reflectivo.

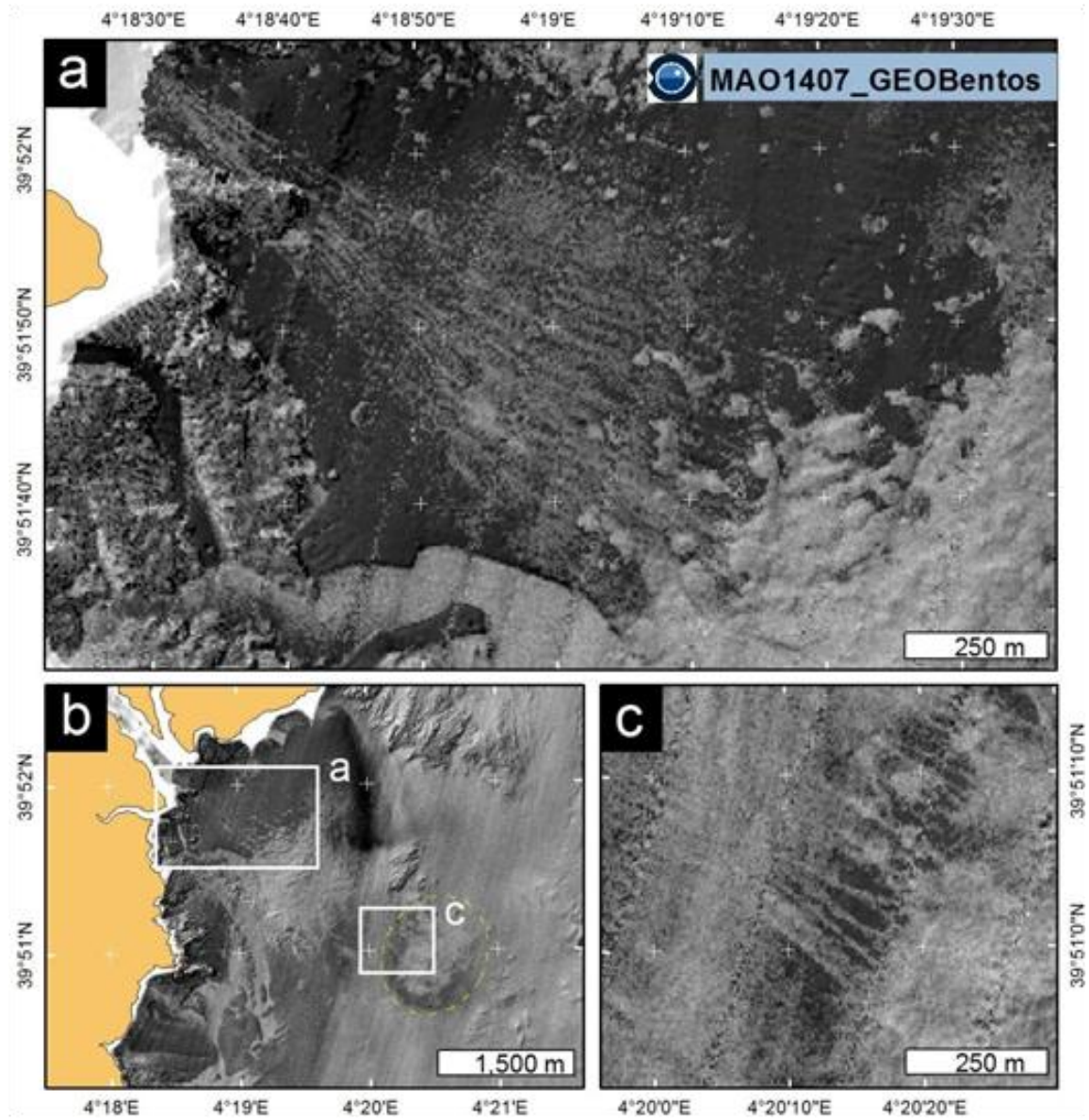


Figura 2.15: Huella acústica en los trayectos a la zona de vertido. Blanco más reflectivo, negro menos reflectivo. Posiblemente esta huella sea debida a derrames del gánguil en los trayectos entre la zona de dragado y la zona de vertido.

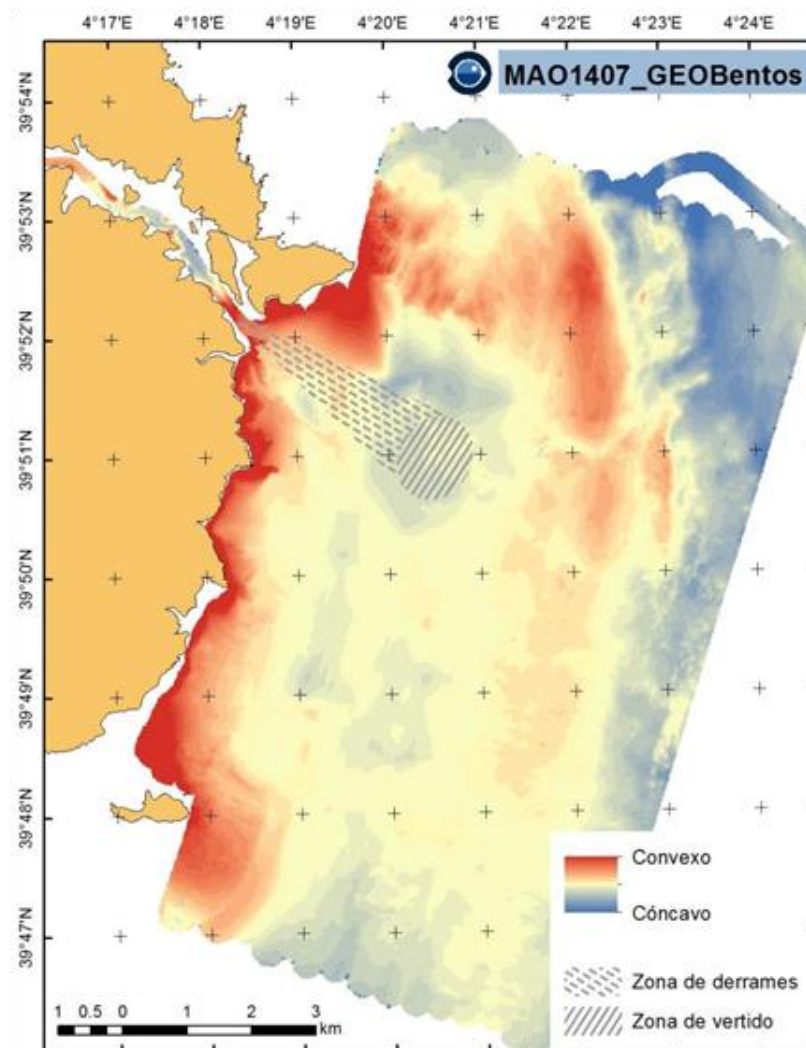


Figura 2.16. Sobre un MDT que muestra la concavidad/convexidad del fondo marino se indican las zonas afectadas por el vertido directo y los derrames de material. El valor de concavidad/convexidad asignado a un punto es función de la altura del fondo en un radio de 200 m.

PRADERAS *POSIDONIA OCEANICA*





3. PRADERAS *POSIDONIA OCEANICA*

3.1.OBJETIVOS

El objetivo general es la caracterización de las praderas de *Posidonia oceanica* y de las poblaciones del molusco *Pinna nobilis* que las habita, como especie indicadora, en el área de influencia del punto de vertido de material de las obras de dragado del Puerto de Maó, que permita identificar eventuales impactos sobre estas comunidades bentónicas, derivados de estas obras. Por ello, se incluye los resultados de las campañas previa y posterior a la obra de dragado y se plantean los siguientes objetivos específicos:

- Evaluación de la dinámica poblacional de la pradera de *P. oceanica* a dos cotas de profundidad (10 y 20 m).
- Delimitación del límite inferior de las praderas de *P. oceanica*.
- Recogida de muestras de *P. oceanica* para análisis de contaminantes.
- Caracterización de la población de *P. nobilis* a dos cotas de profundidad (10 y 20 m).
- Evaluación de la dinámica poblacional de *P. nobilis* a dos cotas de profundidad (10 y 20 m).
- Caracterización granulométrica del sedimento del área de estudio.
- Caracterización de variables oceanográficas en la columna de agua.

3.2. METODOLOGÍA DE ESTUDIO Y MUESTREO

Área de estudio

El área de estudio abarca las áreas adyacentes al punto de vertido del material de dragado del Puerto de Maó. Se sitúa en la zona sudeste de la isla de Menorca, entre la península de la Mola y la isla del Aire (Figura 3.1). El estudio abarca la franja más somera del litoral hasta el límite inferior de crecimiento de la pradera, aproximadamente, hasta los 30 m de profundidad. El tipo de fondo es eminentemente rocoso en toda el área, con grandes bloques y escaso sedimento. Las praderas observadas crecen principalmente sobre sustrato rocoso.

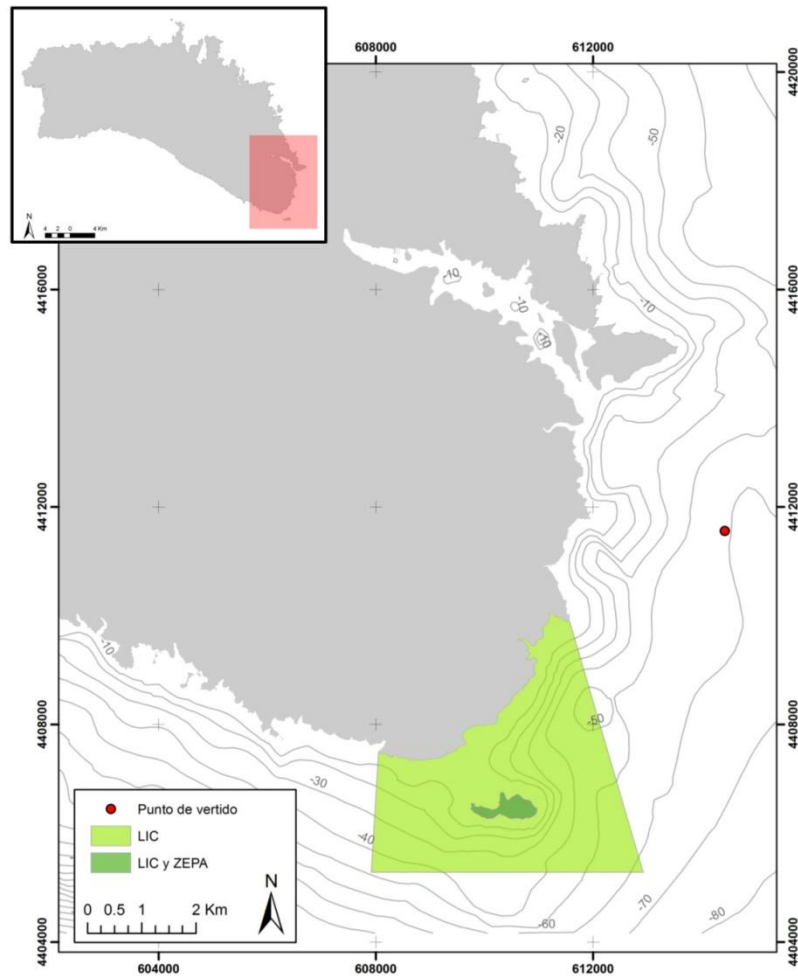


Figura 3.1. Área de estudio, zona sudeste de Menorca (La Mola-Isla del Aire), y situación del punto de vertido.

Según estudios hidrodinámicos y de dispersión de sólidos en suspensión recogidos en las últimas versiones del Plan de Vigilancia Ambiental redactado por la consultora CBBA, el área potencialmente impactada por el vertido de los sedimentos portuarios no será mayor de 1 km de radio, desde el punto de vertido del material dragado siempre que se realicen las operaciones de obra en un régimen de viento y oleaje limitado. El régimen hidrodinámico de la zona es muy importante. Se caracteriza por fuertes temporales que pueden transportar gran cantidad del sedimento vertido a la franja litoral. La dirección predominante del viento en la zona es de norte, noreste y suroeste. Las dos primeras direcciones acercan el material dragado a costa, mientras que la dirección suroeste lo aleja de las praderas.

Aunque se da credibilidad a los estudios preceptivos se evalúa una zona litoral más amplia de la prevista como susceptible de impacto, para garantizar el seguimiento de



todas las praderas afectadas por el vertido y sobre todo se tiene en cuenta la posible afectación del lugar de interés comunitario LIC ES531007 (Isla del Aire-Punta de s'Esperó, Figura 3.1).

Diseño muestral

El diseño y localización de las estaciones de muestreo se consensuó entre los técnicos de la empresa CBBA y los investigadores del IEO. El mismo esquema de muestreo se ha seguido antes y después del vertido de sedimentos procedentes del dragado del puerto de Maó.

Se ha delimitado el área de estudio en la zona costera entre la península de la Mola y la isla del Aire, lo que supone unos 8 km de costa. En este espacio se han establecido 8 localidades, equidistantes en la medida de lo posible y separadas entre sí centenares de metros. En cada localidad se han seleccionado tres estaciones de muestreo a tres cotas de profundidad diferentes: 10 m, 20 m y el límite inferior de la pradera de *P. oceanica*. La localización concreta de cada estación se detalla en los mapas de las Figuras 3.2 a 3.5.

De las 8 localidades seleccionadas inicialmente, sólo pudieron establecerse 7 de ellas. Una de las localidades inicialmente previstas estaba localizada al levante de la isla del Aire. En la prospección de las diferentes cotas para definir las estaciones de muestreo, se descubrió que en esa zona el fondo tiene una elevada pendiente que cae hasta los 25 m, lo que impidió la instalación de las estaciones en las cotas de 10 y 20 m, por no existir pradera de *P. oceanica*. Esta localidad fue sustituida por otra situada en la bocana del Puerto de Maó, en el embarcadero de La Mola, donde existe una pradera de *P. oceanica* que ya ha sido muestreada con anterioridad (Álvarez *et.al.* 2011) aunque sólo tiene cota 10 m y límite inferior en esta misma cota.

Cabe mencionar también que de las 7 localidades previstas inicialmente, una de ellas, Cala Rafalet, no tiene pradera de *P. oceanica* en la cota de 10 m en toda el área prospectada. Por este motivo no se ha establecido la estación correspondiente a esta cota de profundidad, ni se han medido los descriptores previstos. Se han mantenido las estaciones de las cotas de 20 m y el límite inferior.



A continuación se presenta un listado de las localidades y de las estaciones, con el acrónimo utilizado en el documento para referirse a cada una de ellas.

- La Mola 1: Mo1-10, Mo1-20, Mo1-30 (para estaciones a 10 m, a 20 m y límite inferior, respectivamente) (Figura 3.2)
- La Mola 2: Mo2-10, Mo2-20, Mo2-30 (para estaciones a 10 m, a 20 m y límite inferior, respectivamente) (Figura 3.2)
- Puerto de Maó: Po-10, Po-30 (para estaciones a 10 m, y límite inferior, respectivamente) (Figura 3.2)
- Cala Sant Esteve: CE-10, CE-20, CE-30 (para estaciones a 10 m, a 20 m y límite inferior, respectivamente) (Figura 3.3)
- Caló des Vi Blanc: VB-10, VB-20, VB-30 (para estaciones a 10 m, a 20 m y límite inferior, respectivamente) (Figura 3.3)
- Cala Rrafalet: CR-20, CR-30 (para estaciones a 20 m y límite inferior, respectivamente) (Figura 3.4)
- Alcaufar: AL-10, AL-20, AL-30 (para estaciones a 10 m, a 20 m y límite inferior, respectivamente) (Figura 3.4)
- Isla del Aire: IA-10, IA-20, IA-30 (para estaciones a 10 m, a 20 m y límite inferior, respectivamente) (Figura 3.5).

A continuación se detalla esquemáticamente un resumen de la estrategia de muestreo realizada (Figuras 3.2 a 3.5). La metodología concreta para cada descriptor se detalla en el apartado siguiente.

- Parcelas de *P. oceanica*. Estaciones en las que se han instalado 3 parcelas permanentes de 50x50 cm, para el estudio de la dinámica de la densidad de haces de *P. oceanica*, en dos cotas de profundidad 10 y 20 m, para praderas someras y profundas, respectivamente. En cada parcela se han tomado además 10 medidas de desenterramiento de los haces de *P. oceanica*.
- Delimitación del límite inferior de la pradera de *P. oceanica*. Estaciones en las que se ha delimitado el límite inferior de la pradera mediante estacas a lo largo de un transecto de 50 m.



- Recogida de muestras de 10 haces de *P. oceanica* para el análisis de contaminantes en tres cotas de profundidad 10 m, 20 m y el límite inferior de la pradera de *P. oceanica*.
- Censos de *P. nobilis*. Estaciones en las que se han realizado censos para determinar la densidad del bivalvo endémico *P. nobilis* en dos cotas de profundidad 10 y 20 m, mediante 5 transectos de 60 m² (30 x 2 m) de superficie. A cada individuo censado se le ha medido el ancho máximo de la valva y el grado de epifitismo.
- Parcelas de *P. nobilis*. Estaciones en las que se ha instalado una parcela circular permanente de 6 m de radio, que resulta una superficie de 113 m² de área, para el estudio de la supervivencia de *P. nobilis* en el periodo de estudio. Cada individuo censado ha sido marcado, se le ha medido el ancho máximo de la valva y el grado de epifitismo.
- Recogida de muestras de sedimento para análisis granulométrico. Se han recogido dos muestras por estación en 9 estaciones.
- * CTD. Puntos en los que se han realizado perfiles con el CTD para la caracterización de variables oceanográficas en la columna de agua.

El esfuerzo de muestreo entre las dos fases ha sido muy similar aunque en algunas estaciones difieren en algunos indicadores. Las diferencias en esfuerzo de muestreo entre las fases pre-vertido y la fase post-vertido se detalla en la Tabla 3.1. En general el esfuerzo de muestreo ha sido similar para ambas campañas. Sólo han existido diferencias en esfuerzo de muestreo para tres indicadores: Parcelas permanentes de *P. oceanica* (puesto que se han perdido 7 cuadros de 5 estaciones), el número de cores de sedimento recogidos en 2014, que fue de 2 en cada estación mientras que en 2015 han sido 3, y en la campaña de 2015, a causa de una condiciones meteorológicas más favorables, se han realizado 8 perfiles de CTD más que en 2014, pasando de 14 perfiles a 22.

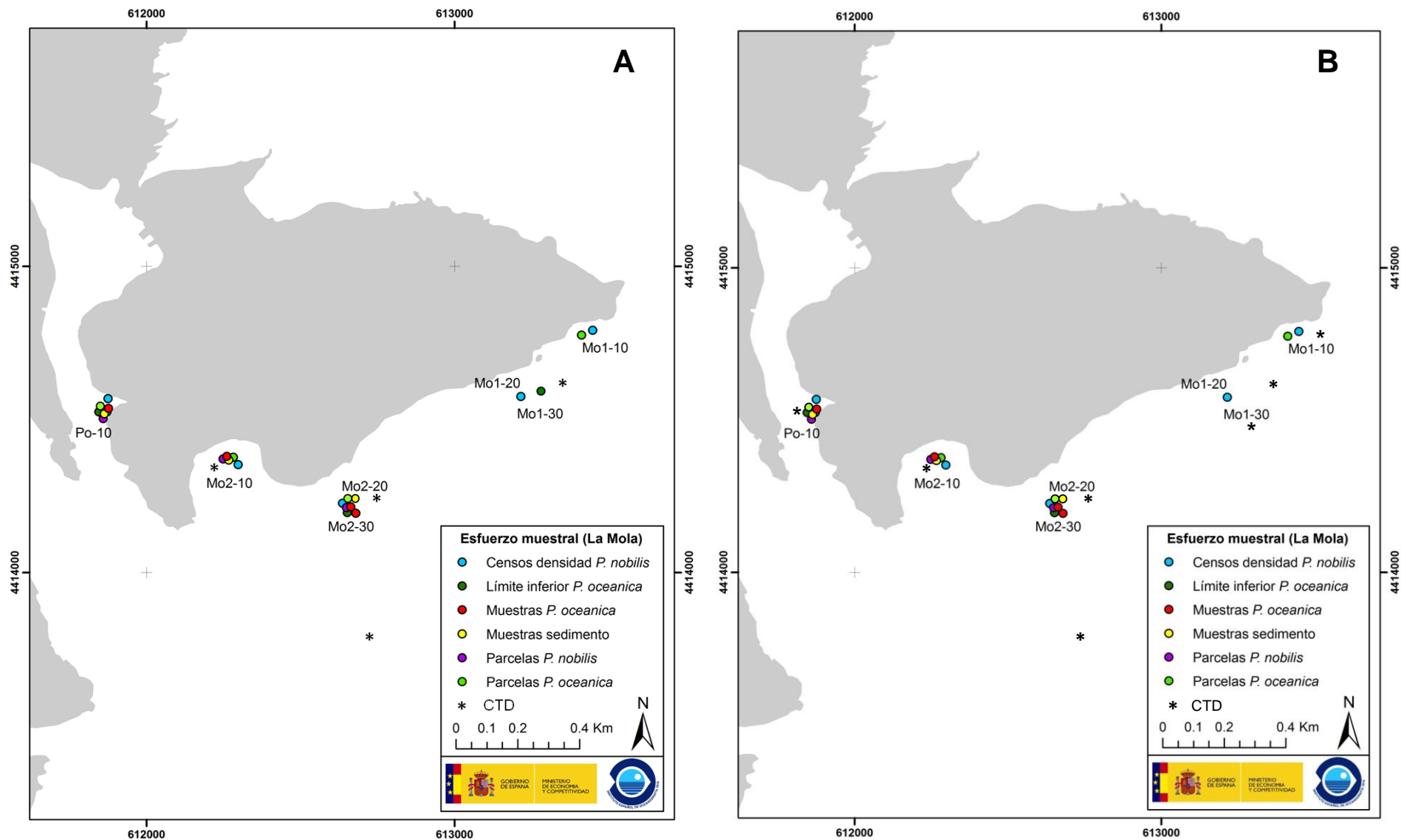


Figura 3.2. Esfuerzo muestral realizado en el área de estudio, en la zona de la Mola en las dos campañas realizadas. A: 2014. B: 2015. Situación de las estaciones de muestreo de pradera de *P. oceanica* y de las poblaciones de *P. nobilis*. Situación de los puntos donde se han recogido muestras de *P. oceanica* y de sedimento, así como donde se han hecho los perfiles oceanográficos con el CTD

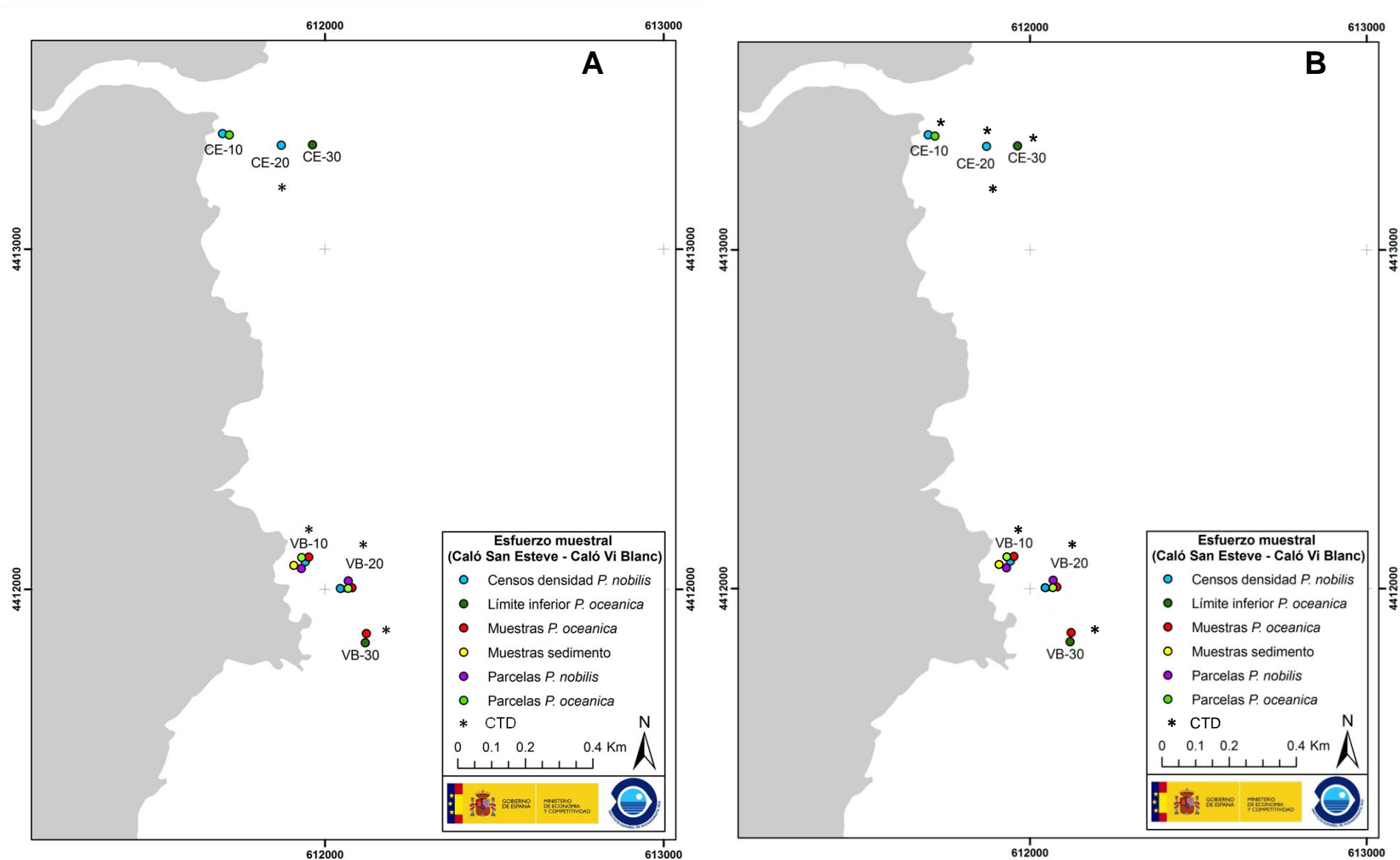


Figura 3.3. Esfuerzo muestral realizado en el área de estudio, en la zona de Cala Sant Esteve y el Caló des Vi Blanc, en las dos campañas realizadas. A: 2014. B: 2015. Situación de las estaciones de muestreo de pradera de *P. oceanica* y de las poblaciones de *P. nobilis*. Situación de los puntos donde se han recogido muestras de *P. oceanica* y de sedimento, así como donde se han hecho los perfiles oceanográficos con el CTD.

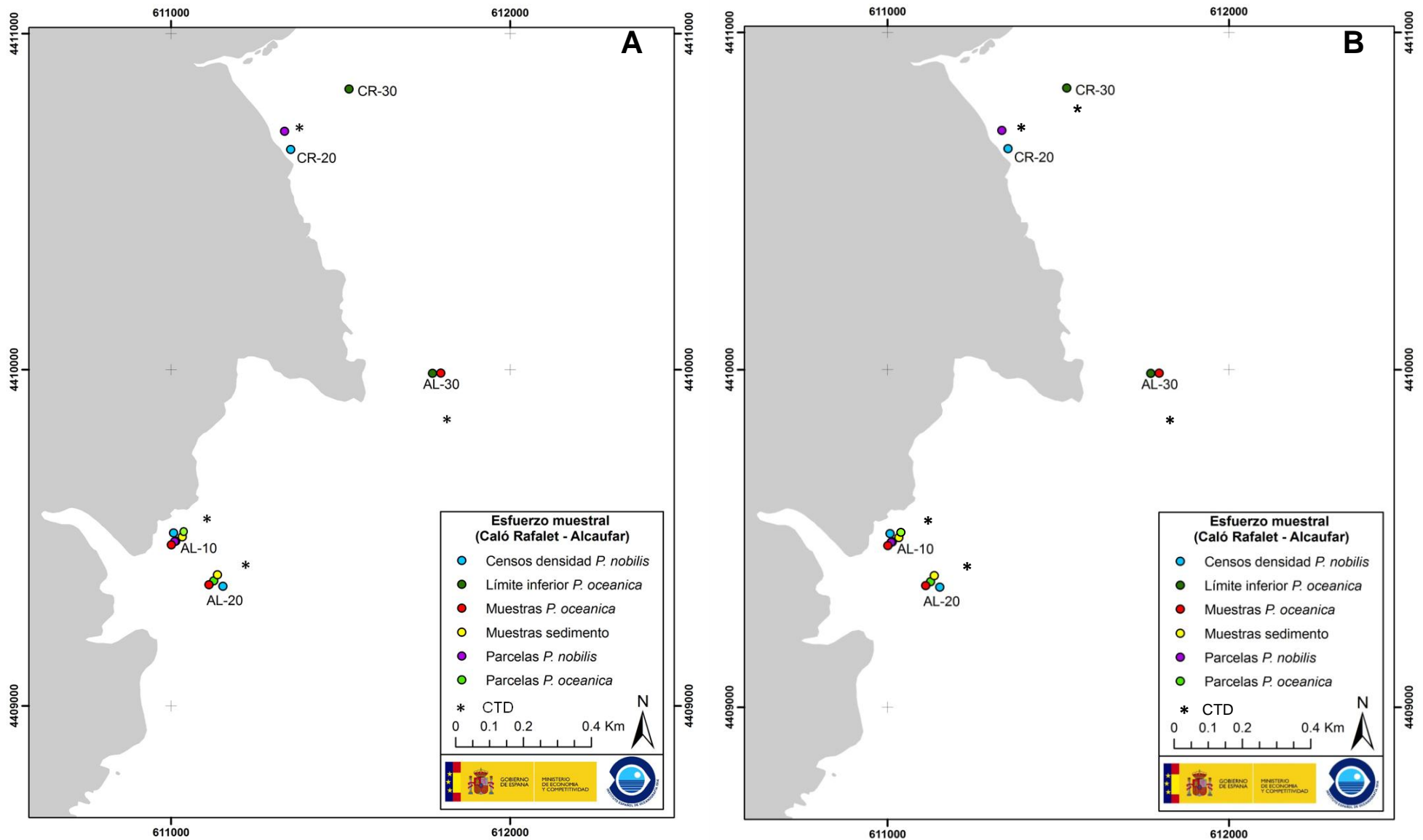


Figura 3.4. Esfuerzo muestral realizado en el área de estudio, en la zona de Cala Rafelet y Alcaufar, en las dos campañas realizadas. A: 2014. B: 2015. Situación de las estaciones de muestreo de pradera de *P. oceanica* y de las poblaciones de *P. nobilis*. Situación de los puntos donde se han recogido muestras de *P. oceanica* y de sedimento, así como donde se han hecho los perfiles oceanográficos con el CTD.

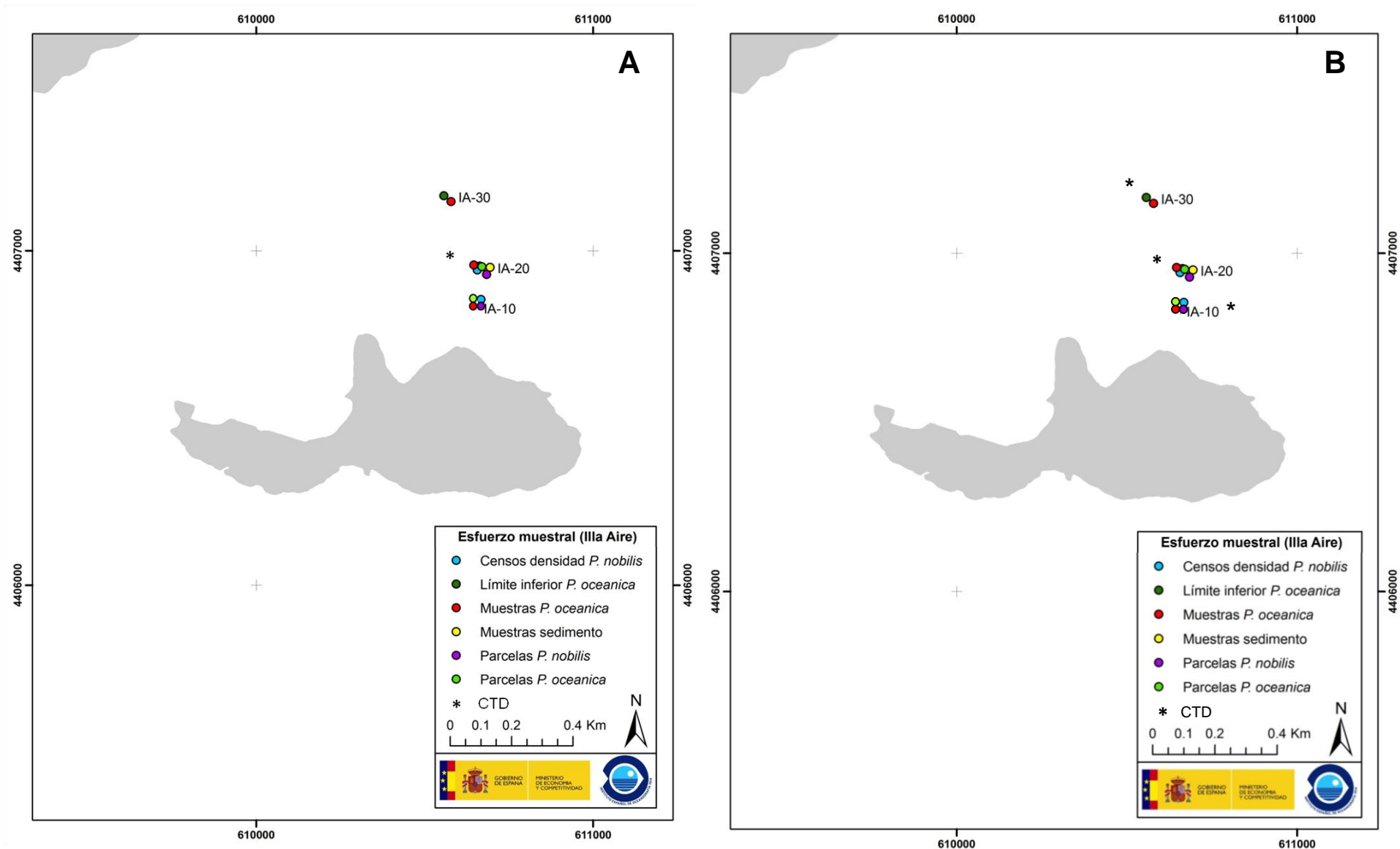


Figura 3.5. Esfuerzo muestral realizado en el área de estudio, en la zona de la isla del Aire, en las dos campañas realizadas. A: 2014. B: 2015. Situación de las estaciones de muestreo de pradera de *P. oceanica* y de las poblaciones de *P. nobilis*. Situación de los puntos donde se han recogido muestras de *P. oceanica* y de sedimento, así como donde han hecho los perfiles oceanográficos con el CTD.



Parámetros analizados

En el presente estudio se han evaluado distintos descriptores de las praderas de *P. oceanica* y de las poblaciones del bivalvo *P. nobilis*, asociado a este hábitat bentónico. El área de estudio comprende el área de influencia de la zona de vertido de los sedimentos del dragado del puerto de Maó. Se han seleccionado 8 localidades y tres cotas de profundidad: cota somera (10 m), cota profunda (20 m) y el límite inferior de la pradera de *P. oceanica*, cuya profundidad depende de la que se encuentre dicho límite en cada localidad.

Descriptores para la caracterización de las praderas de *P. oceanica*

P. oceanica (L. Delile, 1813), es una fanerógama marina endémica del Mediterráneo. Forma praderas submarinas que constituyen una de las comunidades climácicas más importantes de la zona costera mediterránea (Giaccone y Di Martino, 2000). Por su ubicación en la franja costera, son sistemas altamente vulnerables a la actividad humana, que a menudo modifica las condiciones ambientales necesarias para la supervivencia de esta comunidad (Blanc y Grissac, 1989). Las praderas de *P. oceanica* se encuentran protegidas a nivel europeo como hábitat prioritario según la Directiva de Hábitats (Dir 92/42/CEE y 97/62/CE), y como especie, *P. oceanica* se encuentra protegida desde el año 2011 con su inclusión en el *Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial* (RD 130/2011).

En el área de estudio las praderas de *P. oceanica* son el ecosistema dominante de los fondos infralitorales entre 0 y 40 m de profundidad. En el presente estudio se han caracterizado las praderas tanto en la fase previa a las obras de dragado del puerto de Maó en 2014, como en la fase posterior al vertido de los sedimentos en el punto previsto en 2015. A continuación se detallan los descriptores utilizados para la caracterización de las praderas de *P. oceanica* en el presente estudio:

- **Delimitación del límite inferior de la pradera**

Los límites de las praderas son descriptores sencillos de su distribución y a la vez son indicadores robustos de su estado, ya que, a menudo, los factores de estrés que afectan a las praderas se manifiestan primero en sus límites progresando, quedando estable o en proceso de regresión (Figura 3.6). En este caso se ha evaluado el límite inferior de la

pradera, por ser el más sensible a una reducción en la transparencia del agua, que provoca un retroceso del límite a cotas más someras (Borum *et al.*, 2004).

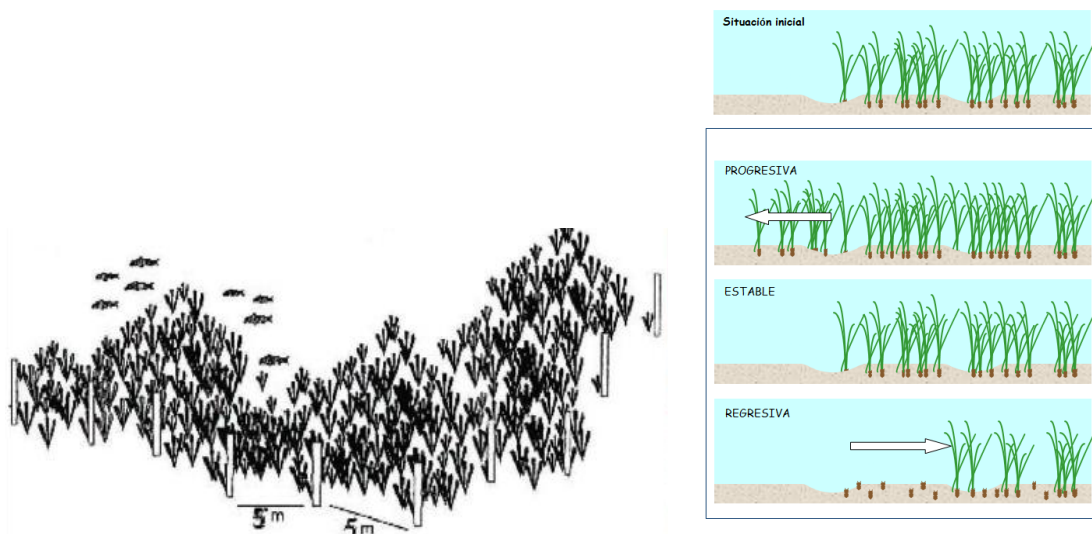


Figura 3.6. Delimitación del límite de la pradera y tres posibles casos de evolución del mismo. (Imagen derecha extraída de Ruiz *et al.*, 2006).

Para localizar el límite inferior de las praderas en cada una de las 8 estaciones, inicialmente se situó mediante la cartografía existente de la zona de estudio, y para confirmar la situación exacta se utilizó el equipo de cámara remota IPSE (Figura 3.7) y también se hicieron inmersiones de búsqueda. El equipo de observación submarina IPSE, permitía obtener de manera rápida una visión de la presencia o no de límite de pradera en el área prospectada.



Figura 3.7. A) Inspección de una zona por medio del IPSE para localizar el límite inferior. B) Detalle del IPSE.



Para cuantificar la evolución del límite inferior de la pradera, en todas estaciones seleccionadas que ha sido posible se ha delimitado dicho límite instalando 10 estacas, separadas entre sí 5 m, a lo largo de un transecto de 50 m, según metodología propuesta por Díaz-Almela y Marbà, 2009 (Figura 3.6).

- **Evaluación de la dinámica poblacional de haces *P. oceanica***

Para obtener una visión complementaria del resto de descriptores, y de los que se obtengan en el estudio paralelo elaborado por CBBA (i.e. densidad, cobertura, necrosis foliar, etc.), se ha decidido incorporar este descriptor que consiste en realizar contajes de haces en parcelas fijas y repetirlos anualmente (Short y Coles, 2001). A través de este método es posible detectar cambios demográficos en la pradera a escala interanual que serían indetectables mediante estimas anuales de densidad en cuadros no permanentes o de cobertura debido a la incertidumbre generada por la variabilidad espacial de la pradera. Por lo tanto, el censo anual de haces en parcelas permanentes nos permite detectar tempranamente los posibles cambios en la densidad de haces particularmente en especies de angiospermas marinas de lento crecimiento como *P. oceanica* (Heidelbaugh y Nelson, 1996; Marbà *et al.*, 2005). En cada una de las estaciones seleccionadas en la campaña de 2014, se instalaron 3 parcelas permanentes de 50x50 cm, que cuentan con unos “pies” diseñados para clavarse en el sedimento, ya que en la zona de estudio las praderas crecen sobre roca, lo que dificulta su anclaje e instalación (Figura 3.8). Durante la campaña de 2014 se realizó un censo de los haces en cada una de las parcelas instaladas, que se ha repetido en la campaña de 2015 para determinar las variaciones en la densidad de haces.

Los censos anuales de la densidad de los cuadros han proporcionado tasas demográficas (tasa de crecimiento neto) (Marbà *et al.*, 2005), muy útiles en cualquier programa de seguimiento y en la cuantificación de impactos.

Para este periodo, entre 2014 y 2015, se han calculado las tasas demográficas relativas y absolutas para el crecimiento neto de la población de haces. La tasa relativa de crecimiento neto de la población de haces (μ ; año⁻¹) se ha calculado como:

$$\mu = \frac{(\ln(NT_i/NT_{i-1})) \cdot 365}{t_i - t_{i-1}}$$



dónde NT_i es el número de haces vivos en el tiempo t_i en cada parcela, incluyendo tanto haces supervivientes como reclutas; NT_{i-1} es el número de haces vivos durante el censo del año anterior (t_{i-1} , días) en cada parcela.

La tasa de crecimiento neto de la población (μ) indica si la densidad de la pradera se mantiene estable ($\mu = 0$), está en expansión ($\mu > 0$) o en regresión ($\mu < 0$).

La tasa absoluta de crecimiento neto de la población de haces ($Abs\mu$; haces reclutas m^{-2} año $^{-1}$) se ha calculado como:

$$Abs\mu = \frac{(NT_i - NT_{i-1}) \cdot 365}{[A \cdot (t_i - t_{i-1})]}$$

siendo A el área de la parcela (en m^2).

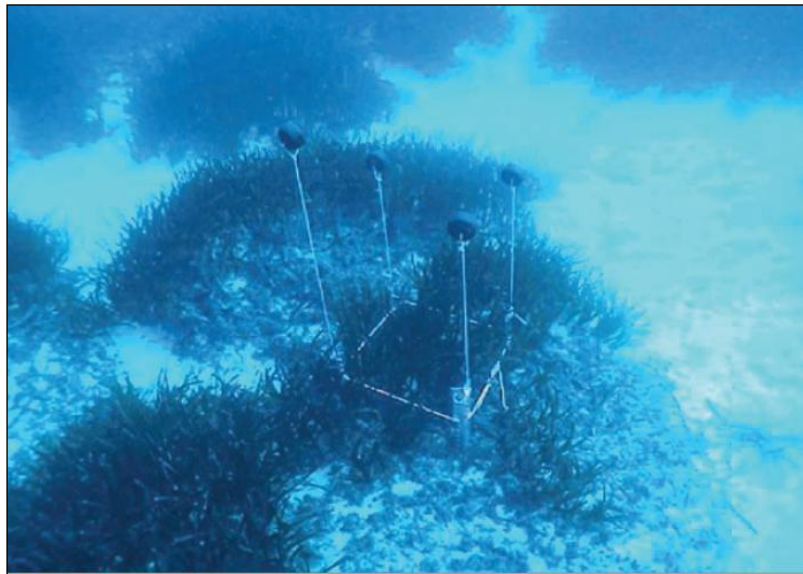


Figura 3.8. Parcela permanente instalada en una pradera de *P. oceanica*.

- **Determinación de la densidad de haces de *P. oceanica***

Las fanerógamas marinas son plantas clonales, y sus poblaciones están compuestas por haces (grupo de hojas insertadas en un fragmento de rizoma con raíces), producidos vegetativamente, que son las unidades básicas de las praderas. Densidad de haces es un descriptor básico de la abundancia de haces dentro de la pradera, y un parámetro clave incluido en cualquier programa de monitorización o de valoración del estado de las praderas submarinas. La densidad de haces de la pradera se define como el número de



haces de planta por unidad de superficie. La densidad de haces vivos de las praderas de *P. oceanica* es un descriptor que varía inversamente con la profundidad, ya que como todos los vegetales la disposición de luz es vital para su supervivencia. En el caso de *P. oceanica* las praderas se desarrollan hasta la profundidad donde les llega la luz suficiente para su supervivencia y la densidad de haces disminuye a medida que aumenta la profundidad y disminuye la luz (Duarte, 1991). Para la determinación de la densidad de haces se han utilizado, en este caso los 3 cuadros permanentes instalados para el estudio de dinámica poblacional de la pradera. Para cada estación se han obtenido 3 réplicas en la fase previa aunque en la fase posterior al vertido en algunos puntos de muestreo Mo1-10, CE-10, Po-10 y Mo2-20 sólo se han encontrado dos cuadros permanentes y en la estación Mo2-10 ninguno de ellos. Estos valores se extrapolan a un metro cuadrado de superficie (Sánchez-Lizaso, 1993; Short y Coles, 2001). Este parámetro proporciona valores de abundancia que se corresponde con la densidad de haces por metro cuadrado de pradera.

- **Grado de desenterramiento de los haces de *P. oceanica***

El desenterramiento de los haces verticales de *P. oceanica* es un síntoma de erosión de la pradera. Tanto la erosión como la deposición de sedimento provoca un aumento de la mortalidad de haces de la pradera (Cabaço *et al.*, 2008). Para que la pradera se mantenga en equilibrio el sedimento debe ser estable o acumularse lentamente, de manera que la pradera pueda reaccionar a una tasa de elevación media del sustrato de 3 a 5 cm año⁻¹ (Gacia y Duarte, 2001; Duarte, 2004). Tasas superiores de sedimentación provocan el enterramiento de las praderas. Acumulaciones de sedimento superiores a 10 cm provocan una mortalidad de haces del 50%, y cuando el enterramiento de los rizomas excede 14-15 cm, la mortalidad de haces es del 100% (Cabaço *et al.*, 2008).

En este caso se ha utilizado el desenterramiento de la planta como indicador del impacto del vertido sobre las praderas. Para valorar el desenterramiento de los haces en las estaciones seleccionadas, en las dos campañas realizadas en 2014 y 2015 se ha medido en cada haz la distancia vertical en centímetros, entre el sedimento y la lígula (meristemo de crecimiento), de una de las hojas externas del haz de *P. oceanica* (Figura 3.9). Se han tomado 30 réplicas por estación.

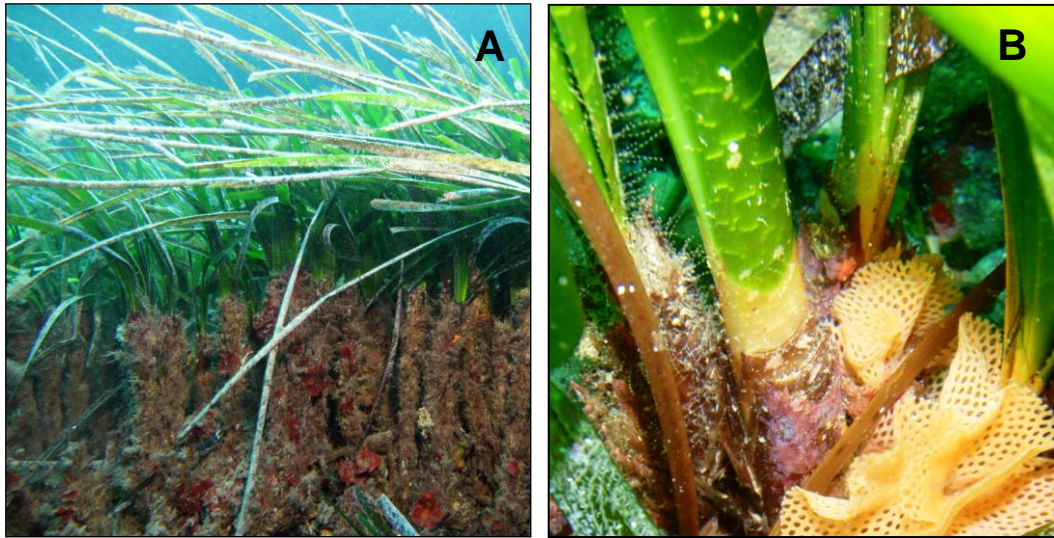


Figura 3.9. A) Haces desenterrados en una pradera de *P. oceanica*. B) Detalle de la lígula de un haz de *P. oceanica*.

- **Análisis de contaminantes en *P. oceanica***

El material dragado vertido está clasificado de Categoría II por el protocolo CEDEX 1994 (cantidad moderada de contaminantes). El aporte de tal cantidad de compuestos químicos también debe ser estudiado en las plantas por sus implicaciones tróficas y por la afectación que puedan tener en la dinámica de la pradera. En las dos fases de estudio se han recogido un total de 10 haces de *P. oceanica* en 5 de las localidades del área de estudio, y en las tres cotas de profundidad, con un total de 13 muestras. Siguiendo los protocolos establecidos (Lafabrie *et al.*, 2007; Di Leo *et al.*, 2013) las muestras se han guardado en bolsas de polietileno y se han congelado para su posterior análisis.

Descriptorios para la caracterización de las poblaciones del bivalvo *P. nobilis*

P. nobilis (Linnaeus 1758), es un bivalvo filtrador de gran tamaño, endémico del Mediterráneo, y protegido por la Directiva Hábitat (92/43/CEE). Sus valvas miden entre 40 y 100 cm (Vicente, 1990) y puede llegar a vivir más de 20 años (Moreteau y Vicente, 1982). Es una especie característica de fondos blandos con praderas de fanerógamas, principalmente en la comunidad de *P. oceanica*, por lo que vive desde muy poca profundidad hasta unos 60 m, rango batimétrico con gran solapamiento al de las praderas de *P. oceanica*. Entre otros factores, la regresión de esta especie está asociada a la degradación de la propia pradera de *P. oceanica*. Es una especie muy vulnerable al impacto de las anclas y las artes de pesca, lo que la convierte también en un indicador



del deterioro mecánico de las praderas por este tipo de impacto. Su abundancia se ve, por tanto, afectada por el deterioro de la pradera o de la calidad del agua (Alomar *et al.*, 2014). Las variaciones en abundancia y estructura de tallas de las poblaciones de *P. nobilis* puede ser un indicador del impacto del vertido sobre los organismos bentónicos de pradera, caracterizando sus poblaciones tanto en la fase previa a las obras como en la fase posterior a las mismas.

- Densidad de individuos

Para la medida de la abundancia y distribución de las poblaciones de *P. nobilis* en el área de estudio, se han realizado censos por medio de transectos. Se hace un recuento de todos los ejemplares encontrados a lo largo de un transecto de 30 m de longitud por 2 m de anchura (Vázquez-Luis *et al.*, 2014 a, b). El recuento se realiza con dos buceadores, cada uno recorre cada carril de 1 metro de anchura a cada lado del transecto. Al detectar un ejemplar de *P. nobilis* se procede a medir la anchura máxima de la valva, que proporciona información sobre la estructura de tallas de la población (Figura 3.10). Los resultados son expresados en individuos por 100 m². Se han realizado un total de 5 transectos por estación. Con esta metodología se determina la densidad de ejemplares vivos así como la de ejemplares muertos. Este descriptor ha sido evaluado en dos cotas de profundidad, en la cota somera (10 m) y en la cota profunda (20 m) para las dos fases de estudio.

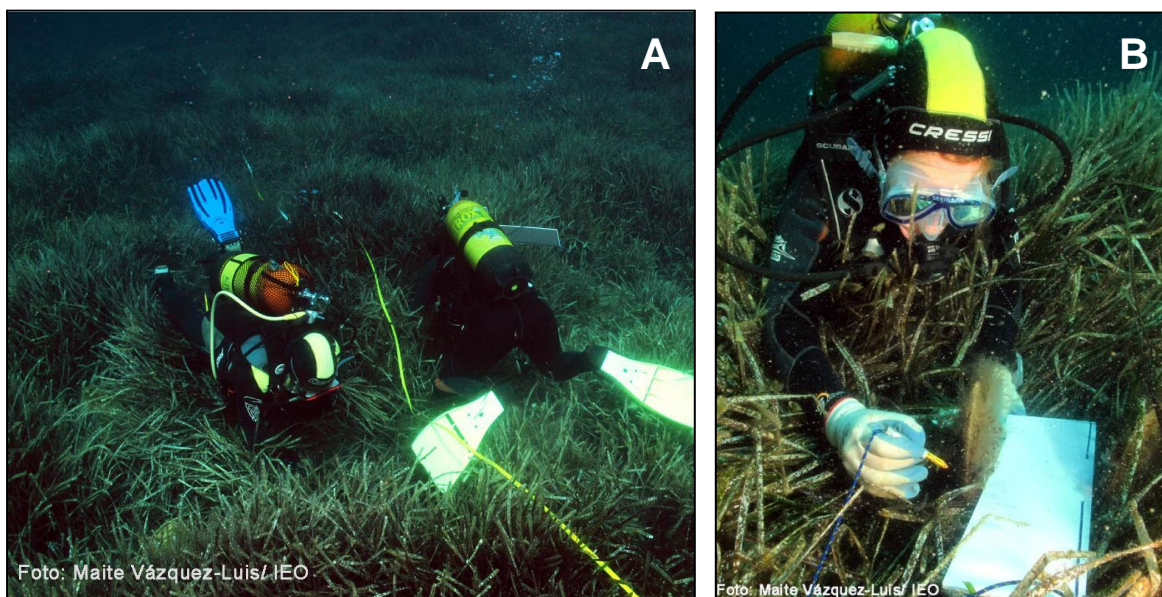
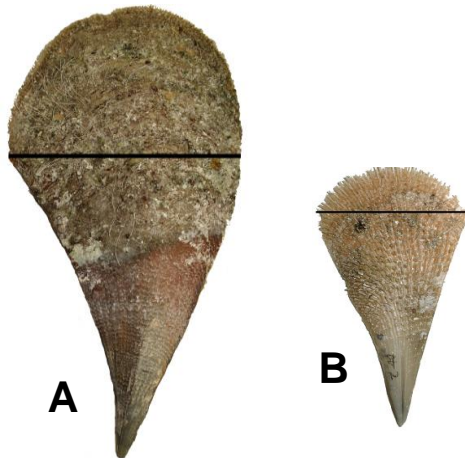


Figura 3.10. A) Buzos buscando ejemplares de *P. nobilis* a lo largo de un transecto de 30x2 m. B) Detalle de buzo midiendo el ancho máximo de un ejemplar.

- Determinación de la estructura poblacional de *P. nobilis*

La cuantificación de la estructura de tallas de *P. nobilis* se realizó midiendo la anchura máxima de la valva, en cada uno de los individuos censados en los transectos destinados a la evaluación de la densidad de individuos. En los individuos de pequeño tamaño la anchura máxima se encuentra en la parte superior de la valva, mientras que en los individuos de gran talla, la anchura máxima se mide en el punto de inflexión de la misma



(Figura 3.11). Los valores de anchura máxima de todos los individuos medidos se utilizaron para estimar la estructura demográfica de cada estación del área de estudio y para comparar gráficamente las diferencias en la estructura demográfica entre estaciones y por cotas de profundidad. Este descriptor ha sido evaluado en dos cotas de profundidad, en la cota somera (10 m) y en la cota profunda (20 m).

Figura 3.11. Anchura máxima de dos individuos de *P. nobilis*, A) anchura máxima medida en el punto de inflexión en un individuo adulto. y B) anchura máxima medida en un individuo juvenil.

- Epifitismo por algas invasoras

La colonización de macroalgas invasoras en Baleares está muy extendida y afecta al ecosistema (Deudero *et al.*, 2011, 2014b). Las especies más frecuentes que podemos encontrar son: *Caulerpa cylindracea*, *Lophocladia lallemandii* y *Acrothamnion preissii*. Los efectos de estas especies sobre los organismos sésiles son prácticamente desconocidos aunque ya se han constatado efectos negativos de la colonización de *L. lallemandii* sobre *P. nobilis* (Box *et al.*, 2009, Cabanellas *et al.*, 2010, Vázquez-Luis, *et al.*, 2014a). Además estudios recientes sobre la macroalga invasora *L. lallemandii* indican necrosis y mortalidad de rizomas y haces en praderas de *P. oceanica* (Ballesteros *et al.*, 2007) además de haberse constatado sus efectos fisiológicos sobre la fanerógama (Sureda *et al.*, 2008). Por lo tanto la presencia de especies invasoras, en este caso de *L. lallemandii*, pueden complicar la conservación de la *P. nobilis* ya sea afectándola directamente como alterando su hábitat. Es por ello de gran interés evaluar y caracterizar los efectos de las especies invasoras sobre la *P. nobilis*. Así, durante los censos para evaluar la densidad de individuos de la población de *P. nobilis*, en cada uno de los ejemplares censados se evaluó también el grado de epifitismo por las tres macroalgas invasoras más frecuentes,

C. cylindracea, *L. lallemandii* y *A. preissii*. El grado de epifitismo se estima como el porcentaje de recubrimiento de las valvas por cada especie de macroalga invasora según metodología propuesta por Vázquez-Luis *et al.* (2014a) (Figura 3.12).

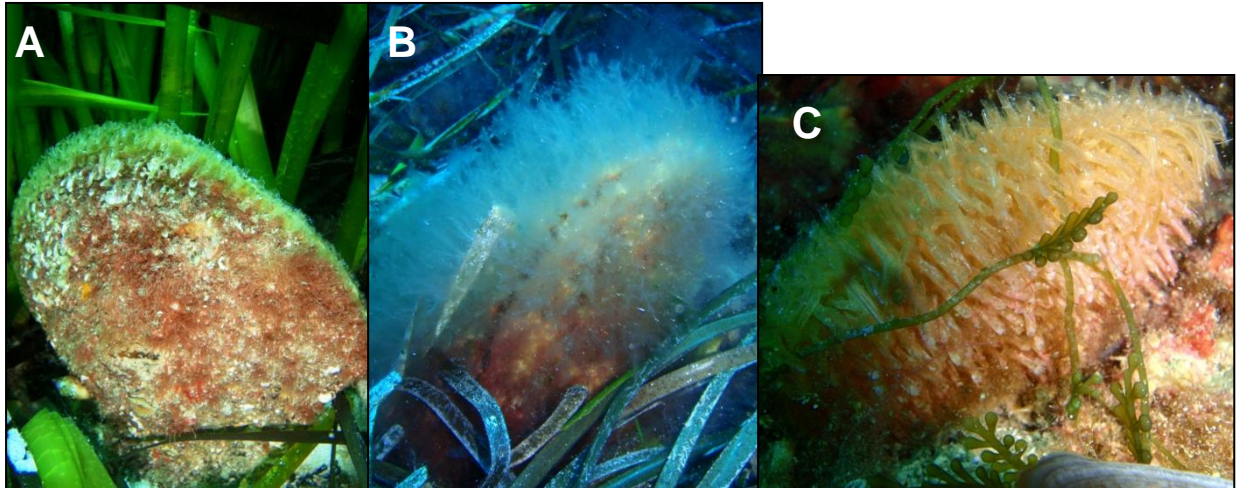


Figura 3.12. Ejemplares de *P. nobilis* epifitados por las tres macroalgas invasoras. A) *A. preissii*. B) *L. lallemandii*. C) *C. cylindracea*.

- Dinámica poblacional de *P. nobilis*

La distribución de las nacras en una pradera suele ser contagiosa y su densidad poblacional está entre 0 y 5 individuos por metro cuadrado, siendo lo más común menos de 10 individuos por cada 100 m² (García-March, 2005). Para el estudio demográfico de *P. nobilis* en el área de estudio, se ha procedido a la instalación de parcelas circulares permanentes en 5 de las 8 localidades. Durante la campaña de 2014 en la fase previa al vertido, en cada parcela se contabilizaron los individuos, se cartografiaron y se marcaron. En la campaña de 2015 en la fase posterior al vertido, se ha llevado a cabo el seguimiento de la población, en el que se han localizado las parcelas y censado de nuevo todos los individuos marcados y los individuos nuevos asentados durante este periodo.

Para el marcaje de los ejemplares se utilizaron métodos no invasivos, que varían en función de la talla del animal. Así se utilizó una marca para los ejemplares adultos y otra para los juveniles:

A) Brida: fijando una brida grande con una etiqueta numerada de plástico, en la base del individuo (solo con individuos de talla grande, Figura 3.13 A).

B) Piqueta: fijando una etiqueta numerada de plástico a una piqueta pequeña que se clavaba cerca de la base del individuo (solo con individuos de talla pequeña, Figura 3.13 B).

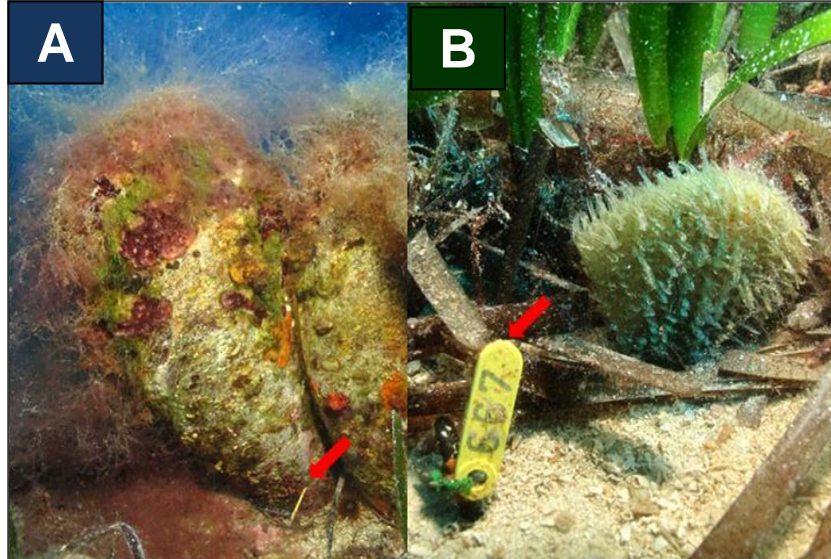


Figura 3.13. Ejemplares de *P. nobilis* marcados con los dos tipos de marcas utilizadas en el estudio. A) Individuo adulto marcado con una brida en la base de la cocha B) Individuo juvenil marcado con una piqueta.

A partir de los censos realizados se han calculado las tasas demográficas relativas y absolutas para el periodo de estudio 2014-2015 (tasa de mortalidad, reclutamiento y crecimiento neto) (García-March *et al.*, 2006).

La tasa de mortalidad específica M (año⁻¹) se calcula a partir de la fórmula:

$$N_2/N_1 = e^{-M(t_2 - t_1)}$$

dónde N_1 es el número de individuos marcados que se censaron en t_1 (días), durante la primera campaña de marcado, en 2014, y N_2 , es el número total de individuos que se censaron en t_2 (días), la segunda campaña de 2015.

La tasa de nacimiento o reclutamiento específica R (año⁻¹) se ha estimado como:

$$N_2 = N_1 \cdot e^{Rt}$$

donde N_1 es el número inicial de individuos marcados de la parcela, N_2 es el número total de individuos censados durante la campaña de 2015 y t (días) el tiempo transcurrido entre los censos.



La tasa de crecimiento neto de la población de *P. nobilis*, μ (año⁻¹) se ha calculado como la diferencia entre la tasa de mortalidad y la de reclutamiento:

$$\mu = M - R$$

La tasa de crecimiento neto de la población (μ) proporciona una idea en número de individuos de la evolución de una población. Para determinar tendencias demográficas es necesario realizar seguimientos continuados en el tiempo, mediante los que es posible observar como varía la densidad de la población entre años. Esta evolución tiende a cero si la densidad de la población se mantiene estable ($\mu=0$), está en expansión ($\mu>0$) o en regresión ($\mu<0$).

Análisis granulométrico del sedimento

Para caracterizar el sedimento en la zona de estudio se han tomado 3 réplicas por estación utilizando cores, tubo de metacrilato de unos 30 cm de largo, 3,5 cm de diámetro y una pared fina (0,03 mm) que permiten tomar muestras en toda la potencia del sedimento.

Posteriormente las muestras fueron procesadas en el laboratorio. Para el análisis de la granulometría se desecó el sedimento durante 48 horas a 60°C y se tamizó en seco la muestra con un sistema vibrador marca Orto-alresa a través de una columna de 6 tamices para separar las fracciones de: 2-1-0,5-0,25-0,125-0,063 mm. Se pesó y se calculó el porcentaje relativo al peso seco inicial de la muestra de cada fracción obtenida en los tamices (Tucker, 1988). A partir de estas fracciones se calcularon los valores de tamaño medio de los granos de sedimento (Φ , φ) en la escala Udden (1914) y Wentworth (1922):

$$\varphi = - \text{Log}_2 d$$

Donde d = diámetro medio del sedimento.

El valor φ sirve para clasificar el sedimento en función del tamiz utilizado. Las fracciones obtenidas fueron: arenas muy gruesas ($-1 > \varphi < 0$), arenas gruesas ($0 > \varphi < 1$), arenas medias ($1 > \varphi < 2$) y arenas finas ($2 > \varphi < 3$) y arenas muy finas ($3 > \varphi < 4$) (Buchanan, 1984).



Perfiles oceanográficos

Los valores de las variables oceanográficas, para caracterizar la columna de agua, fueron obtenidas por medio de un CTD multiparamétrico SEABIRD 19+, trabajando a 24 Hz. El CTD descendió a una velocidad promedio inferior a 1 ms^{-1} . Se obtuvieron perfiles verticales de los siguientes parámetros: temperatura ($^{\circ}\text{C}$), conductividad (salinidad)(psu), oxígeno disuelto (ml/l), fluorescencia (mg/m^3) y turbidez (ntu). Se realizaron perfiles verticales en todas las estaciones (Figura 3.2 a 3.5) y a diferentes cotas de profundidad (10 m, 20 m y 30 m) siempre que las condiciones meteorológicas lo permitieron.

Análisis de datos

Los datos de densidad de haces de *P. oceanica* recopilados para las distintas estaciones han sido incorporados a una base de datos con el programa de información Arc View 9.3. Para cada estación se ha expresado la densidad de individuos/ m^2 y se ha representado gráficamente (Mo1-10, Mo2-10, Mo2-20, Po-10, CE-10, VB-10, VB-20, AL-10, AI-20, IA-10 y IA-20).

Los datos de densidad de *P. nobilis* recopilados para las distintas estaciones han sido incorporados a una base de datos con el programa de información Arc View 9.3. Para cada estación se ha expresado la densidad de individuos/ 100 m^2 y se ha representado gráficamente (Mo1-10, Mo1-20, Mo2-10, Mo2-20, Po-10, CE-10, CE-20, VB-10, VB-20, CR-20, AL-10, AI-20, IA-10 y IA-20).

Los datos de los descriptores que caracterizan las praderas de *P. oceanica* y las poblaciones de *P. nobilis* han sido analizados mediante un análisis estadístico de Permutaciones Multivariante de dos factores fijos (Año y Estación), con el programa PRIMER 10.0. A posteriori de estos análisis se les ha aplicado el test post-hoc Pair wise. Los parámetros analizados a través de estos descriptores estadísticos son:

- Densidad de haces (haces/ m^2), para todas las estaciones de caracterización de praderas de *P. oceanica*, los años 2014 2015 (Mo1-10, Mo2-10, Mo2-20, Po-10, CE-10, VB-10, VB-20, AL-10, AI-20, IA-10 y IA-20).
- Desenterramiento de haces (cm) para todas las estaciones de caracterización de praderas de *P. oceanica* (Mo1-10, Mo2-10, Mo2-20, Po-10, CE-10, VB-10, VB-20, AL-10, AL-20, IA-10 y IA-20).



- Densidad de individuos de *P. nobilis* (inv/m²) para todas las estaciones en las que se ha evaluado este parámetro en las dos cotas de profundidad para los años 2014 y 2015. (Mo1-10, Mo1-20, Mo2-10, Mo2-20, Po-10, CE-10, CE-20, VB-10, VB-20, AL-10, AL-20, IA-10 y IA-20).
- Estructura de tallas de *P. nobilis* para todas las estaciones en las que se ha evaluado este parámetro en las dos cotas de profundidad para los años 2014 y 2015. (Mo1-10, Mo1-20, Mo2-10, Mo2-20, Po-10, CE-10, CE-20, VB-10, VB-20, AL-10, AL-20, IA-10 y IA-20).
- Cobertura de macroalgas invasoras (%) (*A. preissii*) sobre *P. nobilis*, para todas las estaciones en las que se ha evaluado este parámetro en las dos cotas de profundidad para los años 2014 y 2015. (Mo1-10, Mo1-20, Mo2-10, Mo2-20, Po-10, CE-10, CE-20, VB-10, VB-20, AL-10, AL-20, IA-10 y IA-20).

Se han realizado un análisis de datos multivariantes, MDS, con el programa PRIMER 10.0, para el siguiente descriptor:

- Granulometría del sedimento para las estaciones en donde se han recogido muestras de sedimento en 2014 y 2015 (Mo2-10, Mo2-20, Po-10, VB-10, VB-20, AL-10, AL-20, IA-10 y IA-20).

3.3. RESULTADOS

A continuación se presenta una tabla resumen (Tabla 3.1) con las estaciones ubicadas en cada localidad, y los descriptores medidos en las dos fases de estudio, antes y después del vertido. En ambas campañas se han estudiado los mismos descriptores.

Tabla 3.1. Relación del esfuerzo muestral realizado para cada localidad, y para cada profundidad (10 m, 20 m y límite inferior de la pradera) para las campañas 2014 y 2015, así como los descriptores que se han evaluado en cada una de ellas, detallando el número de réplicas realizadas para cada descriptor.

		La Mola1		La mola2		C. Sant Esteve		C. Vi Blanc		C. Rafelet		Alcaufar		l'Aire		Port Maó	
CÓDIGO ESTACIÓN		Mo1-10		Mo2-10		CE-10		VB-10		CR-10		AL-10		IA-10		Po-10	
		2014	2015	2014	2015	2014	2015	2014	2015	2014	2015	2014	2015	2014	2015	2014	2015
Descriptores. Cota 10m	Parcelas permanentes de <i>P.oceanica</i>	3	2	3		3	2	3	3			3	3	3	3	3	2
	Censos de <i>P.nobilis</i>	5	5	5	5	5	5	5	5			5	5	5	5	5	5
	Parcelas circulares de <i>P. nobilis</i>			1	1			1	1			1	1	1	1	1	1
	Sedimento			2	3			2	3			2	3			2	3
	Haces de <i>P.oceanica</i>			10	10			10	10			10	10	10	10	10	10
	CTD		1	1	1		1	1	1		1		1	1		1	
CÓDIGO ESTACIÓN		Mo1-20		Mo2-20		CE-20		VB-20		CR-20		AL-20		IA-20		Po-20	
Descriptores. Cota 20m	Parcelas permanentes de <i>P.oceanica</i>			3	2			3	3			3	3	3	3		
	Censos de <i>P.nobilis</i>	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5		
	Parcelas circulares de <i>P. nobilis</i>			1	1			1	1	1	1	1	1	1	1		
	Sedimento			2	3							2	3	2	3		
	Haces de <i>P.oceanica</i>			10	10			10	10			10	10	10	10		
	CTD		1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1		
CÓDIGO ESTACIÓN		Mo1-30		Mo2-30		CE-30		VB-30		CR-30		AL-30		IA-30		Po-30	
Limite inferior	Delimitación del límite inferior de la pradera	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	5	5	10	10	10	10
	Haces de <i>P.oceanica</i>			10				10	10			10	10	10	10		
	CTD		1	1		1	1	1	1		1	1	1		1		



Caracterización de las praderas de *Posidonia oceanica*

A continuación se presentan los resultados obtenidos para cada descriptor de las praderas de *P. oceanica* evaluados en las dos fases del estudio, antes y después del vertido.

Como se ha explicado anteriormente, se han utilizado descriptores para evaluar la pradera en tres cotas de profundidad, la profundidad máxima que alcanza cada pradera (límite inferior), las praderas profundas (20 m) y las praderas someras (10 m).

Límite inferior de la pradera de *P. oceanica*

Como ya se ha comentado, la delimitación de un límite de mancha o borde de pradera, proporciona información sobre la evolución de la misma en el tiempo. Durante la campaña previa al dragado del puerto, en 2014, se delimitó el límite inferior de las 8 praderas de *P. oceanica* seleccionadas entre la Mola la Isla del Aire. En esta segunda campaña de 2015, posterior al vertido de sedimentos del dragado del puerto de Maó, se han visitado de nuevo las estaciones balizadas en 2014 para evaluar la evolución de los límites de la pradera de *P. oceanica* (Figura 3.14).



Figura 3.14. Delimitación del límite inferior de la pradera de *P. oceanica*. Detalle de las estacas instaladas en el límite de la estación del Caló des Vi Blanc (VB-30).

Estación La Mola 1 (Mo1-30): En esta estación en límite inferior de la pradera está situado a una profundidad de 20 m. La pradera en 2014 presentaba un límite claro y continuo con una facies de arena gruesa y pradera de *Cystoseira spp.*. Se establecieron las 10 estacas previstas a lo largo de un transecto de 50 m, con una separación de 5 m entre cada una de ellas. En la presente campaña de 2015, se ha localizado de nuevo el



límite de la pradera y todas las estacas instaladas en 2014. Las estacas se encuentran bien clavadas al lado de la planta más cercana, delimitando el límite inferior de la pradera, igual que el año anterior.

Estación La Mola 2 (Mo2-30): En esta estación en límite inferior de la pradera está situado a una profundidad de 23 m. En este caso la pradera también presenta un límite claro y continuo con arena gruesa. En la campaña de 2014 se instalaron las 10 estacas previstas a lo largo de un transecto de 50 m, con una separación de 5 m entre cada una de ellas. En la presente campaña de 2015 se ha localizado con éxito el límite inferior de la pradera y todas las estacas instaladas el año pasado. Las estacas están bien clavadas al lado de la planta más cercana, que delimita el límite inferior de la pradera, como el año anterior.

Estación Port de Maó (Po-30): En esta estación la pradera tiene una extensión reducida, y el límite inferior de la pradera está situado a una profundidad de 11 m, cerca del canal entre Menorca y la isla de Lazareto. En este caso la pradera también presenta un límite claro y continuo con arenas muy finas. En la campaña del pasado año 2014 se instalaron para delimitar el límite inferior de esta pradera las 10 estacas previstas, a lo largo de un transecto de 50 m, con una separación de 5 m entre cada una de ellas. Durante la campaña de 2015 se ha localizado de nuevo el límite inferior y todas las estacas, clavadas al lado del límite que forma la planta con la arena (Figura 3.15).



Figura 3.15. Barra de delimitación de límite de pradera en la estación del Puerto de Maó (Po-30) durante la campaña de 2015.



Estación Cala Sant Esteve (CE-30): En esta estación en límite inferior de la pradera está situado a una profundidad de 26,4 m. En este caso la pradera situada sobre fondo rocoso, presenta un límite claro y continuo con la arena. Durante la campaña de 2014 se situaron las 10 estacas previstas delimitando el límite de la pradera, a lo largo de un transecto de 50 m, con una separación de 5 m entre cada una de ellas. En la campaña de este año 2015 se ha localizado de nuevo el límite de la pradera y todas las estacas instaladas el pasado año. Las estacas se encuentran bien clavadas, adyacentes al límite que forma la planta con la arena, sin cambios respecto al pasado año.

Estación Caló des Vi Blanc (VB-30): En esta estación en límite inferior de la pradera se situó a una profundidad de 30,1 m. Como ocurre en las anteriores estaciones, en este caso la pradera se sitúa sobre un fondo rocoso, y presenta un límite claro y continuo con la arena. Durante la campaña de 2014 se instalaron, delimitando este límite, las 10 estacas previstas a lo largo de un transecto de 50 m, con una separación de 5 m entre cada una de ellas. En la fase de revisión, durante la campaña de 2015, sólo se encontró una de las 10 barras instaladas en la campaña de 2014, y aunque estaba suelta, no clavada en el fondo, el punto de muestreo es correcto. Se realizaron búsquedas del resto de barras a ambos lados del punto sin éxito, incluso en la segunda visita que se realizó para tratar de encontrar alguna de las barras, pero fue también infructuosa. Se localizó el límite de la pradera, cercana al punto de muestreo, que seguía estando sobre fondo rocoso, presentando un límite claro con la arena, por lo que no parece presentar cambios asociados al vertido de sedimento del dragado. Al no tener las referencias de las barras y por precaución, se ha recogido sedimento de esta zona del límite inferior, tres cores en concreto, para valorar la granulometría del sedimento y tener una muestra en caso de que pudiera ser del sedimento del dragado.

Estación Cala Rafalet (CR-30): La distribución de la pradera en esta estación está limitada al norte por el canal de entrada y salida de la cala. Es en esta zona dónde se estableció el límite, por ser un límite claro y continuo con la arena. En esta estación el límite inferior de la pradera está situado a una profundidad de 31,9 m. La pradera se sitúa sobre fondo rocoso, y presenta un límite claro y continuo con la arena. En la campaña del pasado año 2014 se instalaron 10 estacas junto al límite de la pradera, a lo largo de un transecto de 50 m, con una separación de 5 m entre cada una de ellas. La zona es muy rocosa y las estacas no se pueden clavar muy profundas. Durante la campaña de este año 2015 se ha localizado el límite de la pradera, pero sólo se ha localizado una de las 10 estacas instaladas en 2014 y está situada en el límite de la pradera con la arena. Se confirma la profundidad a la que está situado el límite, que es la misma que el año



pasado, 31,9-32 m. A pesar que no se hayan encontrado el resto de las estacas, el límite de la pradera no ha retrocedido. En esta estación la profundidad a la que estaba situado el límite de la pradera es la misma y sigue estando sobre una laja de roca que delimita el canal de la cala. Este sustrato dificultó el pasado año la instalación de las barras, que no se quedaron firmemente clavadas en el sustrato, como en otras estaciones. Además el canal es una zona susceptible de tener corrientes que pueden haber contribuido a desclavar las barras.

Estación Alcaufar (AL-30): En esta estación la pradera alcanza las máximas profundidades que se ha encontrado en el área prospectada. Al contrario que el resto de estaciones, en este caso no se consiguió encontrar un límite inferior continuo, ya que la pradera se distribuye a manchas, formando un límite progresivo. Durante la campaña de 2014 se prospectaron varios puntos mediante el IPSE e inmersiones puntuales, para localizar la zona donde debía ubicarse el límite. Finalmente se localizó una zona con un límite claro de la pradera con arena, situado a una profundidad de 35 m. A lo largo de este límite se situaron 5 estacas a lo largo de un transecto de 30 m, con una separación de entre 5-8 m entre cada una de ellas, debido a la dificultad de clavar las estacas en esta estación. Durante la campaña de este año 2015 se ha localizado con éxito el límite inferior de la pradera y 4 de las 5 estacas instaladas en 2014. Las estacas se encuentran al lado de las plantas que delimitan el límite de la pradera con la arena, sin cambios respecto al año pasado.

Estación isla del Aire (IA-30): La distribución de la pradera en esta estación está limitada al norte por el canal entre la isla del Aire y Menorca. Es en esta zona dónde se estableció el límite, por ser un límite claro y continuo con la arena. En esta estación el límite inferior de la pradera está situado a una profundidad de 22 m. La pradera se sitúa sobre fondo rocoso, y presenta un límite claro y continuo con la arena. En 2014 se instalaron 10 estacas adyacentes al límite de la pradera a lo largo de un transecto de 50 m, con una separación de 5 m entre cada una de ellas. Durante la campaña de 2015 se ha localizado de nuevo el límite inferior de la pradera y 6 de las 10 estacas instaladas el año pasado. Las estacas presentes se encuentran bien clavadas balizando el límite de la pradera con la arena, igual que el pasado año.



Dinámica poblacional de haces

Debido a los requerimientos lumínicos de la planta a distintas profundidades, se han establecido dos cotas de profundidad para el seguimiento de la dinámica poblacional de haces de *P. oceanica*, praderas someras, alrededor de los 10 m de profundidad y praderas profundas, alrededor de los 20 m de profundidad. Así en el área de estudio se han establecido un total de 11 estaciones, 7 de ellas en praderas someras y las otras 4 estaciones en praderas profundas.

En el caso del estudio de la dinámica poblacional de los haces, durante la primera campaña en 2014, previa al vertido de sedimentos del dragado del puerto de Maó, se realizaron los recuentos iniciales de las 3 parcelas permanentes instaladas en cada estación. Para valorar la evolución de la densidad de haces en las parcelas durante la campaña de este año 2015, se ha realizado una segunda visita un año después de su instalación, y una vez transcurridas las obras de vertido de los sedimentos del dragado del puerto.

De las 11 estaciones en las que se instalaron parcelas permanentes de demografía el pasado año, se han perdido cuadros permanentes en 5 de ellas, de las que sólo hay una que los haya perdido todos, la estación de La Mola 2 en la cota de 10 m (Mo2-10), en las otras 4 sólo se ha perdido un cuadro por estación, en la estación del puerto de Maó (Po-10), Cala Sant Esteve (CE-10), Caló des Vi Blanc en la cota de 10 m (VB-10) y La Mola 2 en la cota de 20 m (Mo2-20).

Se han recontado los haces en todas las parcelas presentes en las estaciones (Tabla 3.2).

Tabla 3.2. Número total de haces (\pm error típico) presente en las tres parcelas permanentes (50x50 cm) y la media (\pm error típico), de las 11 estaciones de *P. oceanica* establecidas y evaluadas en las campañas de 2014 y 2015. Praderas someras (10 m): Mo1-10 La Mola 1; Mo2.10: La Mola 2; Po-10: Puerto de Maó; CE-10: Cala Sant Esteve; VB-10: Caló des Vi Blanc; AL-10: Alcaufar; IA-10: Isla del Aire. Praderas profundas (20 m): Mo2.20: La Mola 2; VB-20: Caló des Vi Blanc; AL-20: Alcaufar; IA-20: Isla del Aire. nd: no hay datos por pérdida de la parcela durante el periodo de estudio.

	Estación	Parcela 1		Parcela 2		Parcela 3		Media	
		2014	2015	2014	2015	2014	2015	2014	2015
Praderas someras (10m)	Mo1-10	159 \pm 0,01	125 \pm 0,01	159 \pm 0,01	164 \pm 0,01	158 \pm 0,01	n.d.	158,67 \pm 0,33	144,50 \pm 15,92
	Mo2-10	203 \pm 0,01	n.d.	155 \pm 0,01	n.d.	154 \pm 0,01	n.d.	170,67 \pm 16,17	n.d.
	Po-10	51 \pm 0,01	n.d.	94 \pm 0,01	91 \pm 0,01	81 \pm 0,01	86 \pm 0,01	75,33 \pm 12,73	88,50 \pm 2,04
	CE-10	144 \pm 0,01	173 \pm 0,01	154 \pm 0,01	128 \pm 0,01	155 \pm 0,01	n.d.	151 \pm 3,51	150,50 \pm 18,37
	VB-10	132 \pm 0,01	n.d.	136 \pm 0,01	114 \pm 0,01	156 \pm 0,01	184 \pm 0,01	141,33 \pm 7,42	149,00 \pm 28,58
	AL-10	174 \pm 0,01	172 \pm 0,01	180 \pm 0,01	193 \pm 0,01	184 \pm 0,01	189 \pm 0,01	179,33 \pm 2,91	184,67 \pm 6,44
	IA-10	122 \pm 0,01	99 \pm 0,01	182 \pm 0,01	165 \pm 0,01	171 \pm 0,01	148 \pm 0,01	158,33 \pm 18,44	137,33 \pm 19,78
Praderas profundas (20m)	Mo2-20	87 \pm 0,01		108 \pm 0,01	108 \pm 0,01	63 \pm 0,01	76 \pm 0,01	86 \pm 13,00	92 \pm 13,06
	VB-20	124 \pm 0,01	111 \pm 0,01	94 \pm 0,01	111 \pm 0,01	137 \pm 0,01	128 \pm 0,01	118,33 \pm 12,73	116,67 \pm 5,67
	AL-20	98 \pm 0,01	93 \pm 0,01	109 \pm 0,01	102 \pm 0,01	132 \pm 0,01	124 \pm 0,01	113 \pm 10,02	106 \pm 9,21
	IA-20	105 \pm 0,01	81 \pm 0,01	84 \pm 0,01	89 \pm 0,01	82 \pm 0,01	84 \pm 0,01	90,33 \pm 7,36	84,67 \pm 2,33



Para determinar la evolución de la dinámica de los haces de *P. oceanica* se ha calculado la tasa de crecimiento neto de la población de haces a partir de los censos en las parcelas permanentes de 2014 y 2015. En las praderas someras, la mayor parte de las localidades presentan valores de crecimiento neto cercanos a cero, que corresponden con poblaciones estables. Las localidades que presentan un crecimiento neto más negativo son las estaciones de la isla del Aire (IA-10) y la Mola 1 (Mo-10) con $-0,15 \pm 0,04$ año⁻¹ y $0,10 \pm 0,19$ año⁻¹ respectivamente. En estas estaciones se ha producido una pérdida neta de haces que representa un 8,93% en el caso de la isla del Aire (IA-10) y un 13,26% en el caso de la Mola 1 (Mo-10) (Figura 3.16).

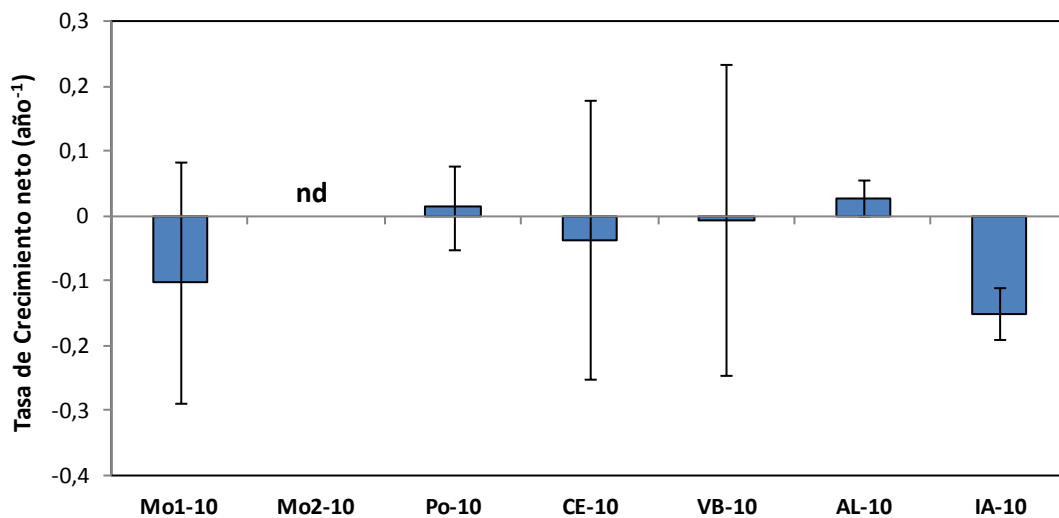


Figura 3.16. Crecimiento neto (año⁻¹) de la población de haces de *P. oceanica* para las localidades de praderas someras (10 m) en el periodo 2014-15. Mo1-10: La Mola 1; Mo2-10: La Mola 2; Po-10: Puerto de Maó; CE-10: Cala Sant Esteve; VB-10: Caló des Vi Blanc; AL-10: Alcaufar; IA-10: Isla del Aire. nd: no hay datos.

En las praderas profundas el crecimiento neto es algo superior a las praderas someras, con valores cercanos a cero o superiores. La localidad de la isla del Aire es la que presenta valores ligeramente negativos con $-0,06 \pm 0,19$ año⁻¹, que representa una pérdida del 6,27% de los haces, mientras que la localidad de Alcaufar (Al-20) con $0,16 \pm 0,19$ año⁻¹, presenta un crecimiento neto de haces del 17,71% (Figura 3.17).

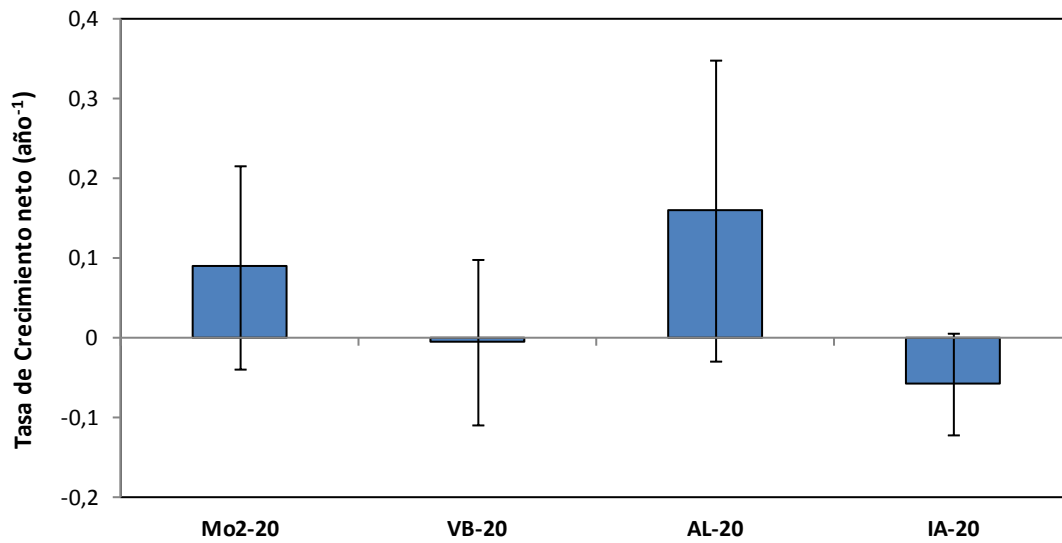


Figura 3.17. Crecimiento neto (año⁻¹) de la población de haces de *P. oceanica* para las localidades de praderas profundas (20 m) en el periodo 2014-15. Mo2-20: La Mola 2; VB-20: Caló des Vi Blanc; AL-20: Alcaufar; IA-20: Isla del Aire.

Densidad de haces

A partir de los censos de las parcelas permanentes de cada estación se ha calculado la densidad de haces para cada una de las estaciones establecidas para los dos periodos de estudio, 2014 y 2015. La densidad de haces se han representado gráficamente en la Figura 3.18 donde puede verse cómo la densidad disminuye en profundidad.

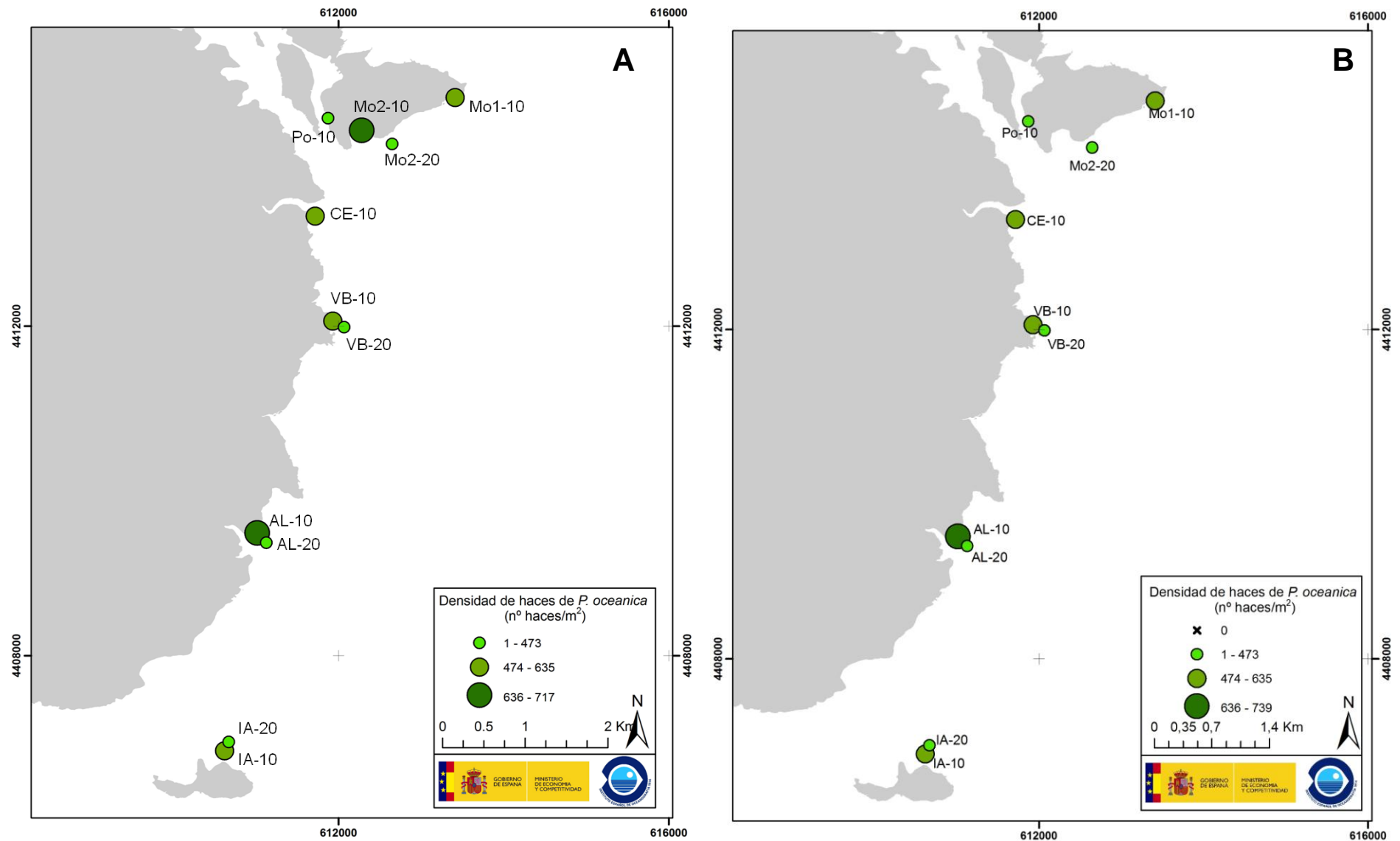


Figura 3.18 . Densidad de haces de *P. oceanica* (haces/m²) para cada localidad y profundidad del área de estudio, en las dos campañas realizadas. A: 2014. B: 2015. La Mola 1; Mo1-10; La Mola 2: Mo2-10 y Mo2-20; Puerto de Maó: Po-10; Cala Sant Esteve: CE-10; Caló des Vi Blanc: VB-10; Alcaufar: AL-10 y AL-20; Isla del Aire: IA-10 y IA-20.



A continuación se presentan los resultados en detalle para la densidad de haces de *P. oceanica*, agrupados por cota de profundidad.

Praderas someras (10 m)

En las praderas de la cota somera, en 2014 la densidad de haces varió entre $301,33 \pm 50,93$ haces/m² de la estación del Port de Maó (Po-10) y $717,33 \pm 11,62$ haces/m² en la estación de Alcaufar (AL-10). En la campaña 2015 el valor mínimo de densidad de haces también se observó en la estación del Port de Maó (Po-10), con un valor de $236 \pm 118,14$ haces/m², mientras que el valor máximo de $738,67 \pm 125,75$ haces/m² se registró también en la estación de Alcaufar (AL-10) (Figura 3.19). Este descriptor alcanza valores similares en todas las estaciones, a excepción de la estación del Puerto de Maó, cuya densidad es la menor registrada en los dos periodos

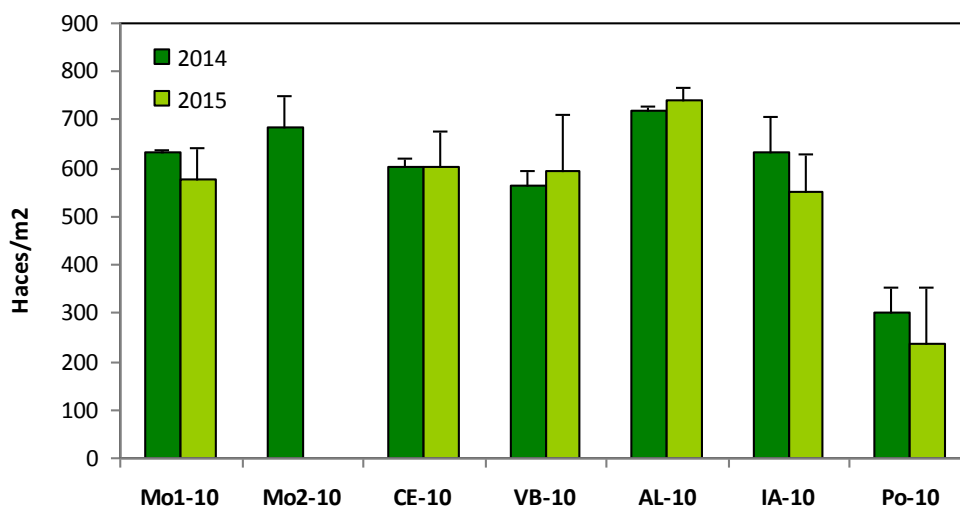


Figura 3.19. Evolución de la Densidad de haces (haces/m² ± error típico) para cada estación de las praderas someras de *P. oceanica*, en los dos periodos, 2014 y 2015. Mo1-10: La Mola 1; Mo2-10: La Mola 2; Po-10: Puerto de Maó; CE-10: Cala Sant Esteve; VB-10: Caló des Vi Blanc; AL-10: Alcaufar; IA-10: Isla del Aire.

Para valorar las diferencias en la densidad de haces entre años en las 7 estaciones evaluadas, se ha realizado un análisis estadístico MANOVA-PERMANOVA de dos factores. Los resultados se resumen en la Tabla 3.3.



Tabla 3.3. Resultados del análisis estadístico MANOVA-PERMANOVA para los valores de la Densidad de haces de *P. oceanica* en las 7 estaciones de pradera somera los años 2014 y 2015: Mo1-10: La Mola 1; Mo2-10: La Mola 2; Po-10: Puerto de Maó; CE-10: Cala Sant Esteve; VB-10: Caló des Vi Blanc; Al-10: Alcaufar; IA-10: Isla del Aire. Es=Estación; AÑ=Año; df=grados de libertad; MS=media cuadrática; P=nivel de significación; *=significativo ($P < 0.05$); **=significativo ($P < 0,01$).

Source	df	MS	P
ES	6	749,93	0,001**
AÑ	1	11,353	0,84
ESxAÑ	5	42,669	0,809
Residual	22	78,885	
Total	34		
Post-hoc (ES)	Po-10 \neq Mo1-10*; Mo2-10*; CE-10*; VB-10*; AL-10*; IA-10*		

Como ya ocurría en los resultados del año 2014, se encuentran diferencias significativas entre estaciones, concretamente entre la estación del Puerto de Maó (Po-10) y el resto de estaciones someras. En cambio no se encuentran diferencias significativas entre años para este descriptor en ninguna de las 7 estaciones evaluadas.

Praderas profundas

En las 4 estaciones establecidas en praderas de la cota profunda para la densidad de haces estudiada, los valores mínimos se registran en los dos periodos en la estación de la isla del Aire (IA-20) con valores de $361,33 \pm 29,42$ haces/m² en 2014 y $338,67 \pm 9,33$ haces/m² en 2015. Los valores máximos de densidad se dan en la estación del Caló des Vi Blanc (VB-20), en los dos años, en 2014 se determinó una densidad de $473,33 \pm 50,93$ haces/m² y en 2015 de $466,07 \pm 22,67$ haces/m² (Figura 3.20). En este caso, los valores de densidad son similares en todas las estaciones estudiadas.

Se ha realizado un análisis estadístico MANOVA-PERMANOVA de dos factores, para valorar las diferencias entre años en las 7 estaciones evaluadas. Los resultados se resumen en la Tabla 3.4.

En este caso se encuentran diferencias significativas entre estaciones, concretamente entre la estación de la isla del Aire (IA-20) y las estaciones del Caló des Vi Blanc (VB-20) y Alcaufar (AL-20). Sin embargo al analizar las diferencias interanuales para cada una de las estaciones no se encuentran diferencias significativas entre años para este descriptor en ninguna de las 4 estaciones evaluadas.

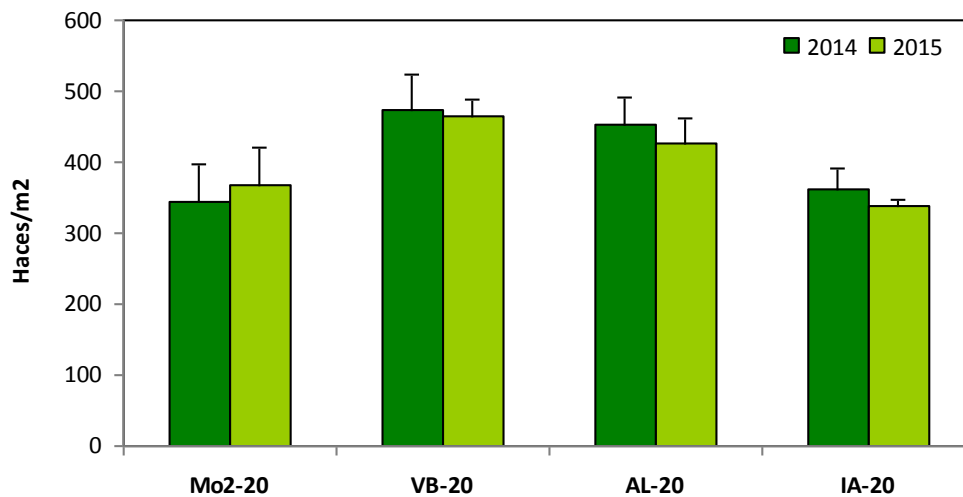


Figura 3.20. Evolución de la densidad de haces (haces/m² ± error típico) para cada estación de las praderas profundas de *P. oceanica*, en los dos periodos, 2014 y 2015. Mo2-20: La Mola 2; VB-20: Caló des Vi Blanc; AL-20: Alcaufar; IA-20: Isla del Aire.

Tabla 3.4. Resultados del análisis estadístico MANOVA-PERMANOVA para los valores de la Densidad de haces de *P. oceanica* en las 4 estaciones de pradera profunda los años 2014 y 2015: Mo2-20: La Mola 2; VB-20: Caló des Vi Blanc; AL-20: Alcaufar; IA-20: Isla del Aire. Es=Estación; AÑ=Año; df=grados de libertad; MS=media cuadrática; P=nivel de significación; *=significativo (P<0,05); **=significativo (P<0,01).

Source	df	MS	P
AÑO	1	3,955	0,899
ES	3	309,34	0,022*
AÑxES	3	12,587	0,935
Residual	15	69,957	
Total	22		
Post-hoc (ES)	IA-20 ≠ VB-20*; AI-20*		

Desenterramiento de los haces

La medida del desenterramiento de los haces se ha realizado en las 11 estaciones donde se instalaron parcelas permanentes para el estudio de la dinámica poblacional de los haces de *P. oceanica*. Al igual que se ha hecho con el resto de descriptores, se presentan los resultados para este descriptor para las dos fases de estudio, la fase de pre-dragado en 2014 y la fase post-dragado en 2015, y separados por cota de profundidad, en praderas someras y praderas profundas.



Praderas someras

La medida del desenterramiento de los haces es positiva en todas las estaciones y para las dos campañas de muestreos (Figura 3.21).

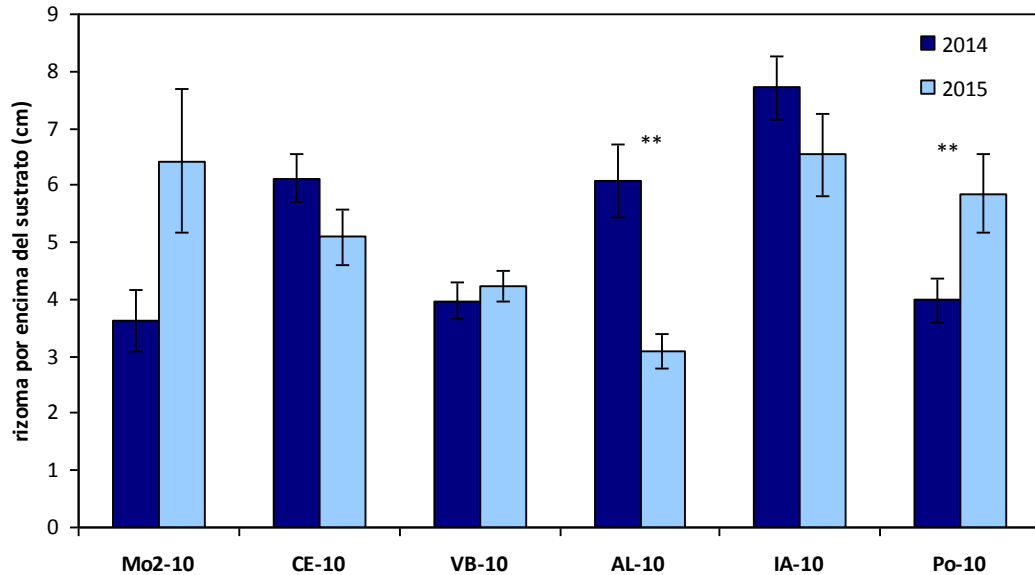


Figura 3.21. Evolución del Desenterramiento de los rizomas (cm \pm error típico) para cada estación de las praderas profundas de *P. oceanica*, en los dos periodos de estudio, 2014 y 2015. Mo1-10: La Mola 1; Mo2-10: La Mola 2; Po-10: Puerto de Maó; CE-10: Cala Sant Esteve; VB-10: Caló des Vi Blanc; AL-10: Alcaufar; IA-10: Isla del Aire. ** diferencias significativas $p < 0,001$.

Los valores del espacio entre la lígula y el sedimento han variado en periodo de estudio entre $3,09 \pm 0,29$ cm medidos en el 2015 en la estación de Alcaufar (AL-10) y $7,71 \pm 0,56$ cm de rizoma por encima del sedimento medidos en 2014 en la estación la isla del Aire (IA-10) (Figura 3.22). Los resultados del 2014 muestran una segregación entre estaciones en dos grupos. De las 6 estaciones estudiadas, 3 de ellas, La Mola 2 (Mo2-10), el Caló des Vi Blanc (VB-10) y el Puerto de Maó (Po-10) presentaron los valores más bajos, entre $3,61 \pm 0,54$ cm y $3,98 \pm 0,40$ cm. Mientras que las otras tres estaciones (CE-10, AL-10 y IA-10) presentaron un rango de valores mayor, entre $6,08 \pm 0,64$ cm y $7,71 \pm 0,56$ cm. En la campaña 2015 las diferencias entre estaciones se han suavizado, siendo los valores más bajos los de la estación de Alcaufar (AI-10) con unos valores de desenterramiento de rizoma de $3,09 \pm 0,29$ cm y los valores más altos los de las estaciones de la isla del Aire (IA-10) y La Mola2 (Mo2-10), con $6,54 \pm 0,73$ cm y $6,42 \pm 1,25$ cm respectivamente. Las mayores variaciones interanuales las localizamos en la estación de Alcaufar (AL-10) dónde se ha producido una subida del nivel de sedimento de casi 3



cm mientras que en la estación de la Mola 2 (Mo2-10) se ha desenterrado la pradera en 2,88 cm.

Para valorar las diferencias en el desenterramiento de los haces de *P. oceanica* entre años en las 7 estaciones evaluadas, se ha realizado un análisis estadístico MANOVA-PERMANOVA de dos factores. Los resultados se resumen en la Tabla 3.5.

Tabla 3.5. Resultados del análisis estadístico MANOVA-PERMANOVA para los valores del desenterramiento de los haces de *P. oceanica* en las 7 estaciones de pradera somera los años 2014 y 2015: Mo1-10: La Mola 1; Mo2-10: La Mola 2; Po-10: Puerto de Maó; CE-10: Cala Sant Esteve; VB-10: Caló des Vi Blanc; Al-10: Alcaufar; IA-10: Isla del Aire. Es=Estación; AÑ=Año; df=grados de libertad; MS=media cuadrática; P=nivel de significación; *=significativo (P< 0,05); **=significativo (P<0,01).

Source	df	MS	P
AÑO	1	0,1725	0,968
ES	6	58,491	0,001**
AÑxES	5	72,543	0,001**
Residual	406	12,129	
Total	418		
<i>Post-hoc</i> (AÑxES)	Po-10	2014< 2015	(P= 0,023 *)
	Mo2-10	2014< 2015	(P= 0,056)
	AL-10	2014 >2015	(P= 0,003 *)

El análisis estadístico para este descriptor en las praderas someras muestra que para el desenterramiento de los haces no se encuentran diferencias significativas entre años, pero sí entre estaciones, diferencias ya presentes en 2014. Además en este caso sí que se hallan diferencias significativas entre años en dos estaciones, en Alcaufar (Al-10) y el Puerto de Maó (Po-10). En la estación de la Mola2 (Mo2-10) aunque las diferencias no son significativas, sí que se ha producido un aumento en el desenterramiento de los haces. En el resto de estaciones no hay diferencias significativas para el desenterramiento de los haces entre años.

Praderas profundas

En las 4 estaciones establecidas en praderas profundas, la medida del desenterramiento de los haces es positiva también en todas las estaciones y para las dos fases del proyecto. Los valores del espacio entre la lígula y el sedimento variaron en los dos periodos entre $4,18 \pm 0,27$ cm y $9,47 \pm 0,27$ cm de rizoma por encima del sedimento (Figura 3.22).

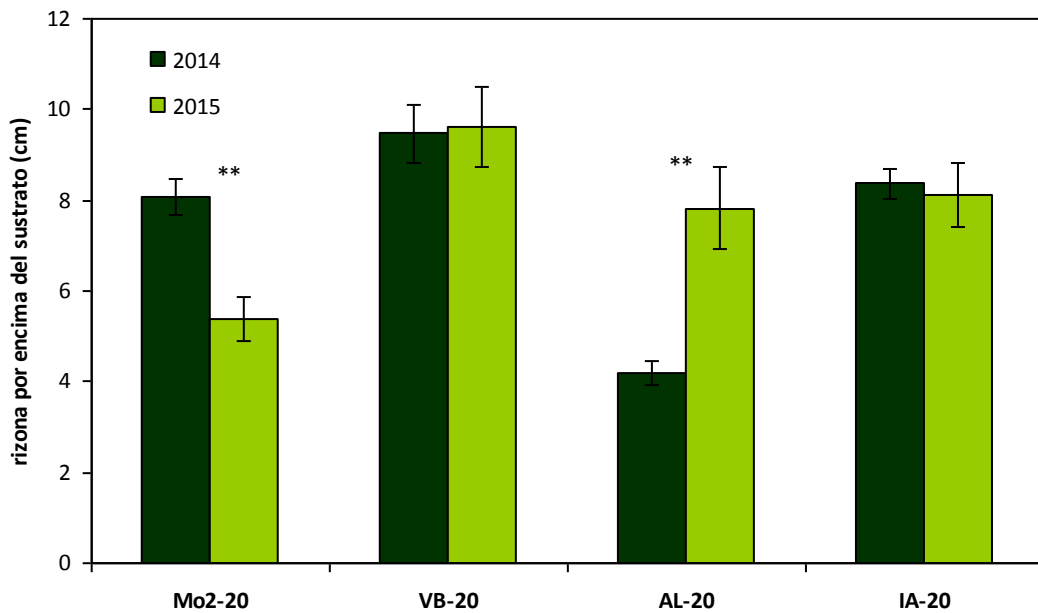


Figura 3.22. Evolución del Desenterramiento de los rizomas (cm \pm error típico) para cada estación de las praderas profundas de *P. oceanica*. Mo2-20: La Mola 2; VB-20: Caló des Vi Blanc; AL-20: Alcaufar; IA-20: Isla del Aire. ** diferencias significativas $p < 0,001$. En verde oscuro: año 2014; en verde claro: año 2015.

Para valorar las diferencias en el desenterramiento de los haces de *P. oceanica* entre años en las 4 estaciones evaluadas en las praderas profundas, se ha realizado un análisis estadístico MANOVA-PERMANOVA de dos factores. Los resultados se resumen en la Tabla 3.6.

Tabla 3.6. Resultados del análisis estadístico MANOVA-PERMANOVA para los valores del desenterramiento de los haces de *P. oceanica* en las 4 estaciones de pradera profunda los años 2014 y 2015: Mo2-20: La Mola 2; VB-20: Caló des Vi Blanc; AL-20: Alcaufar; IA-20: Isla del Aire. Es=Estación; AÑ=Año; df=grados de libertad; MS=media cuadrática; P=nivel de significación; *=significativo ($P < 0,05$); **=significativo ($P < 0,01$).

Source	df	MS	P
AÑO	1	2,7019	0,633
ES	3	144,47	0,001**
AÑxES	3	102,05	0,001**
Residual	227	11,308	
Total	234		
<i>Post-hoc</i> (AÑxES)	Mo2-10	2014 > 2015	($P = 0,001$ **)
	AL-10	2014 < 2015	($P = 0,003$ *)

El análisis estadístico para este descriptor en las praderas profundas muestra que para el desenterramiento de los haces no se encuentran diferencias significativas entre años,



pero sí entre estaciones, diferencias ya presentes en 2014. Además en este caso sí que se hallan diferencias significativas entre años en dos estaciones, en Alcaufar (Al-20) y en la Mola 2 (Mo2-20). En el resto de estaciones no hay diferencias significativas para el desenterramiento de los haces entre años.

Caracterización de las poblaciones de *Pinna nobilis*

Durante el período de muestreo previo al dragado del Puerto de Maó en 2014, se caracterizó la población de *P. nobilis* en el área de estudio mediante censos de sus poblaciones y estableciendo parcelas permanentes para el seguimiento de la supervivencia de ejemplares. Durante el período de muestreo posterior al dragado en 2015, se han visitado los mismos puntos de muestreo dónde se han llevado a cabo censos de población y evaluado la supervivencia de los ejemplares marcados en las parcelas permanentes.

Mapas de distribución de *P. nobilis* en el área de estudio

En base a los resultados obtenidos a partir de los censos realizados en el área de estudio, se elaboraron mapas de distribución y densidad de individuos de *P. nobilis*. Se presentan los resultados de 2014 de la fase previa al vertido y de 2015 la fase posterior al vertido (Figuras 3.23 a 3.26).

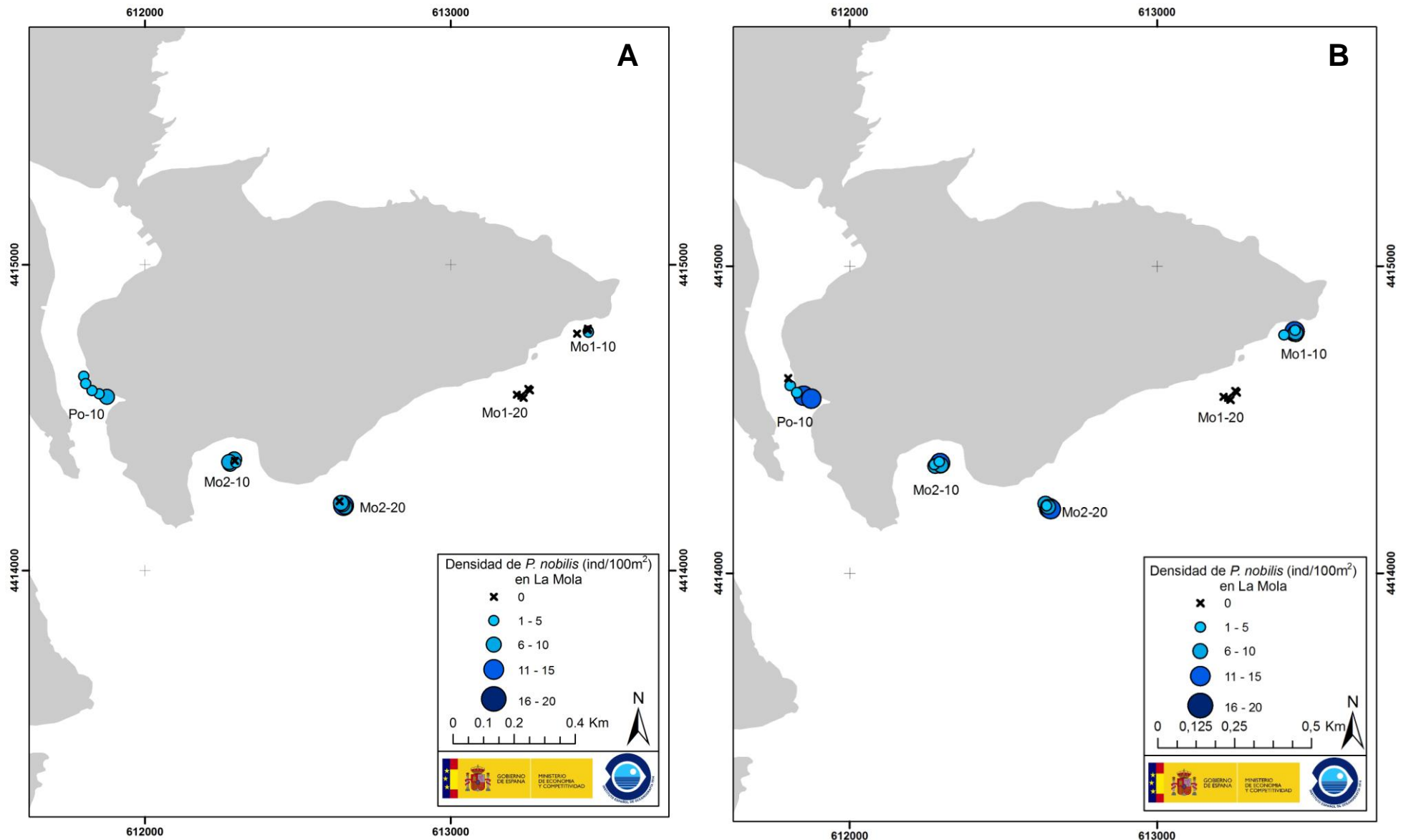


Figura 3.23. Densidad de individuos de *P. nobilis* (ind/100 m²) para cada localidad y profundidad, en las dos campañas realizadas. A: 2014. B: 2015, en el área de estudio de La Mola. La Mola 1; Mo1-10 y Mo1-20; La Mola 2: Mo2-10 y Mo2-20; Puerto de Maó: Po-10.

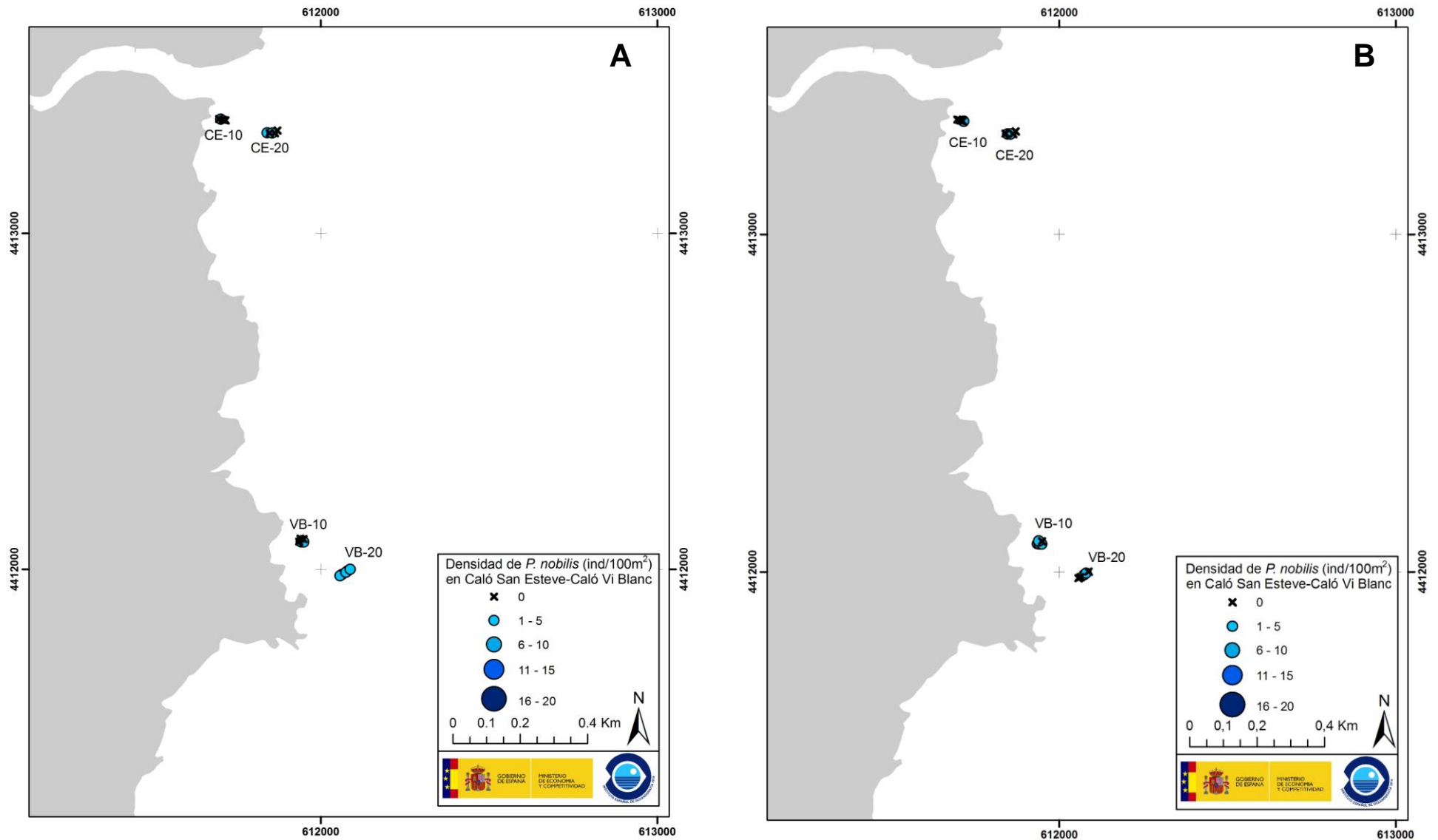


Figura 3.24. Densidad de individuos de *P. nobilis* (ind/100 m²) para cada localidad y profundidad, en las dos campañas realizadas. A: 2014. B: 2015, en el área de Cala Sant Esteve-Caló des Vi Blanc. Cala Sant Esteve: CE-10 y CE-20; Caló des Vi Blanc: VB-10 y VB-20.

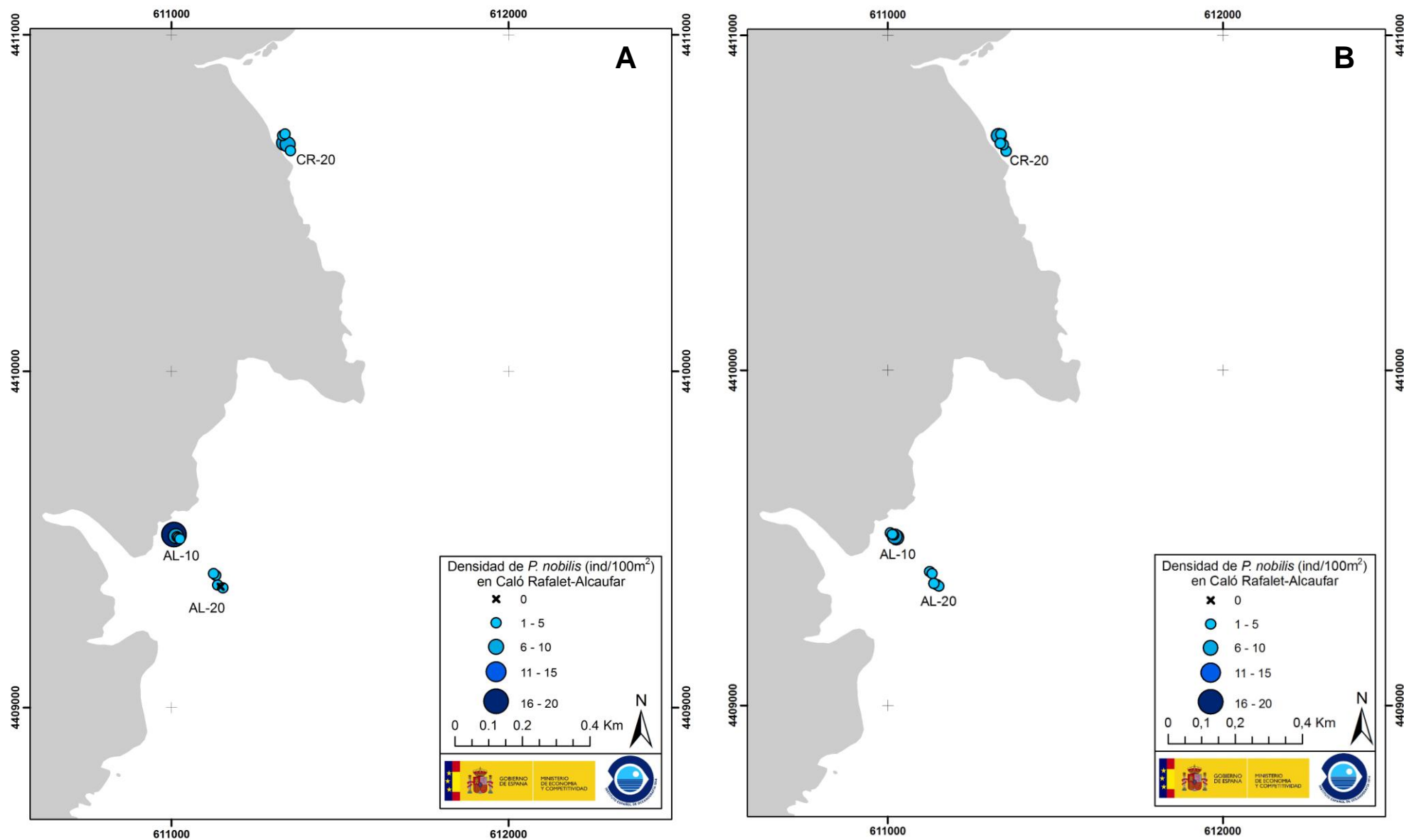


Figura 3.25. Densidad de individuos de *P. nobilis* (ind/100 m²) para cada localidad y profundidad, en las dos campañas realizadas. A: 2014. B: 2015, en el área de Cala Rrafalet-Alcaufar. Cala Rrafalet: CR-20; Alcaufar: AL-10 y AL-20.

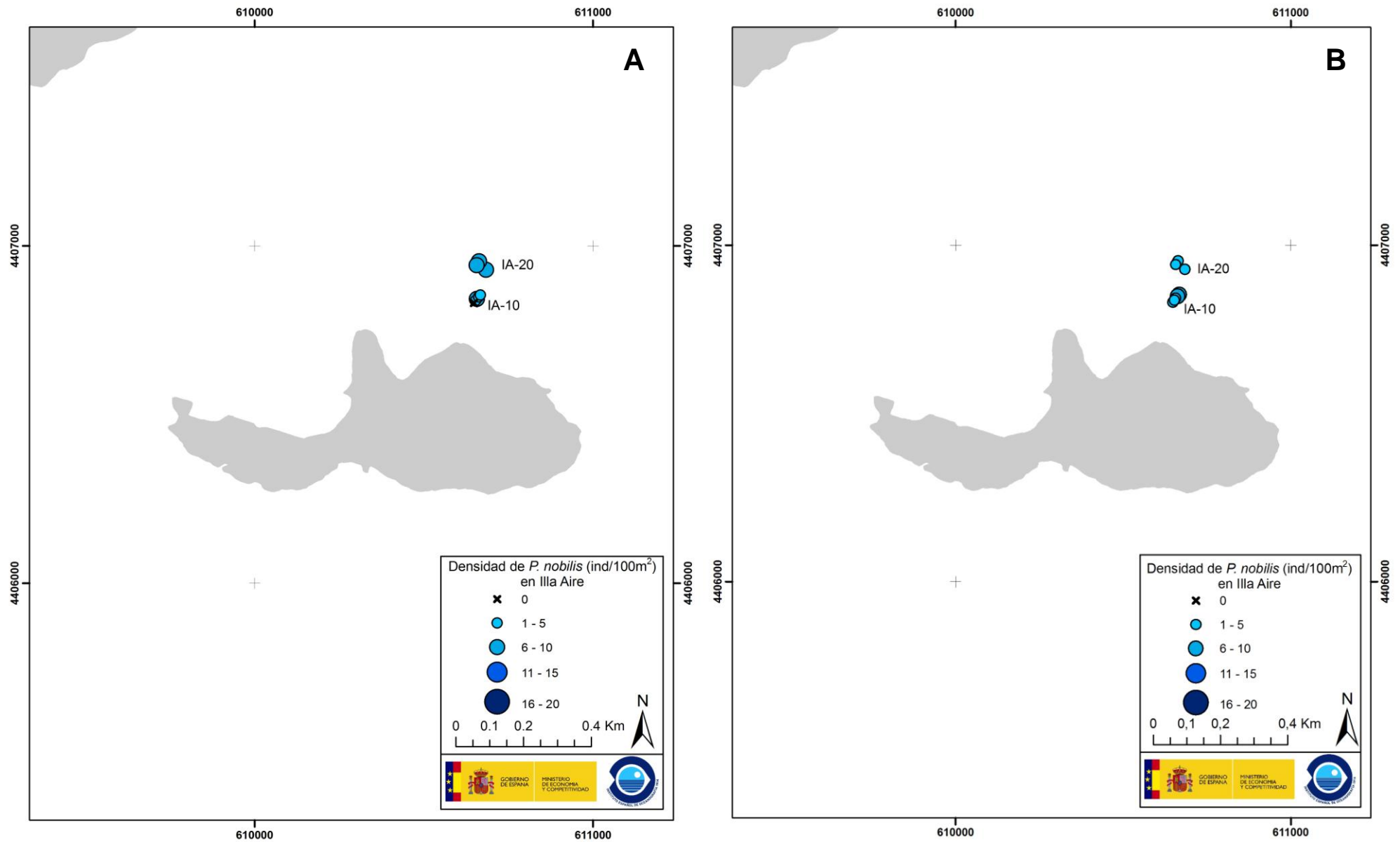


Figura 3.26. Densidad de individuos de *P. nobilis* (ind/100 m²) para cada localidad y profundidad, en las dos campañas realizadas. A: 2014. B: 2015, en el área de la isla del Aire. Isla del Aire: IA-10 y IA-20. Año 2014.



Censos de las poblaciones de *P. nobilis*

Durante el período de muestreo previo al dragado del Puerto de Maó en 2014 se caracterizó la población de *P. nobilis* en el área de estudio y durante la campaña de 2015 en la fase posterior al dragado, se han repetido los censos. Los resultados se vertebran en función de dos cotas de profundidad de las estaciones de muestreo (cota 10 m y cota 20 m). Se han contabilizado también los ejemplares de *P. nobilis* muertos encontrados en los censos, aunque se han considerado ejemplares muertos aquellos hallados con las dos valvas en buen estado. No se han incluido en el estudio los ejemplares hallados con una sola valva ni fragmentos de ellas.

En la campaña de 2014 en toda el área de estudio se censaron un total de 159 individuos, de los cuales el 84,91% eran individuos vivos. En la campaña 2015 se han censado un total de 182 ejemplares de los cuales un 85,7% han sido ejemplares de *P. nobilis* vivos.

Estaciones establecidas en cotas someras

Entre las dos campañas de muestreo en la cota somera, se han censado un total de 143 ejemplares, de los cuales 131, con vida.(55 individuos en 2014 y 76 en 2015) es decir, un 90,8% en 2014 y un 94,7% en 2015 estaban vivos. El número de individuos censados en 2014 varió entre 2 individuos en la estación de la Mola1 (Mo1-10) y 21 individuos en la estación de Alcaufar (AL-10). La proporción de individuos muertos en 2014 varió también entre estaciones, desde estaciones en las que no se encontró ningún ejemplar muerto (Mo1-10, CE-10 y Po-10), hasta un máximo de 2 individuos en tres de ellas (Mo2-10, VB-10 y IA-10). Los resultados de la campaña 2015 son similares. El número total de Pinnas censadas varió entre un solo ejemplar en la estación de Cala Sant Esteve (CE-10) y 21 ejemplares en la Mola 2 (Mo2-10) y el Puerto de Maó (Po-10) Además en estas dos últimas estaciones (Mo2-10 y Po-10) se han censado ejemplares muertos (2), en el resto de estaciones ninguno. En cuanto a los censos de ejemplares vivos, los valores mínimos se dan en la estación de La Mola 1 (Mo1-10) con 2 ejemplares, mientras que los valores máximos se han registrado en las estaciones de La Mola 2 (Mo2-10) y el puerto de Maó (Po-10) con 19 ejemplares censados en cada una (Figura 3.27).

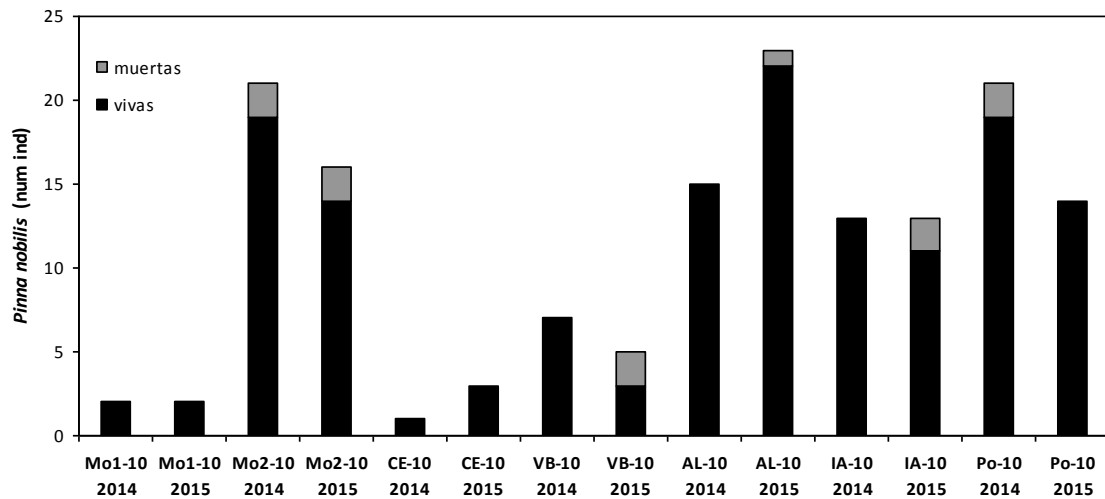


Figura 3.27. Número total de ejemplares de *P. nobilis* vivos y muertos censados en los dos periodos de estudio, 2014 y 2015, en cada una de las estaciones de las cotas someras: Mo1-10: La Mola 1; Mo2-10: La Mola 2; CE-10: Cala Sant Esteve; VB-10: Caló des Vi Blanc; AL-10: Alcaufar; IA-10: Isla del Aire Po-10: Puerto de Maó. (n=5 transectos por estación).

A partir de los censos realizados a cota 10 m se ha calculado la densidad de individuos por 100 m² para cada estación en los dos años de estudio (Figura 3.28). Los valores máximos de densidad en 2014 se dieron en la estación de Alcaufar (AL-10), con un valor promedio de $7,33 \pm 2,56$ ind/100 m², y dónde también encontramos el valor máximo por transecto, de 16,67 ind/100 m², de toda el área de estudio. Los valores mínimos se dieron en la estación de la Mola1 (Mo1-10), con una valor promedio de $0,66 \pm 0,41$ ind/100 m². En la campaña 2015, los valores máximos de densidad se han observado en las estaciones del Puerto de Maó (Po-10) y La Mola 2 (Mo2-10), ambas con $6,33 \pm 1,77$ ind/100 m². El valor mínimo de densidad se ha observado en la estación de Cala Sant Esteve (CE-10) con $0,33 \pm 0,33$ ind/100 m². En general los valores de densidad de *P. nobilis* son mayores en las estaciones situadas al sur del área de estudio, sólo encontramos valores altos de densidad de *P. nobilis* en el norte en las zonas más resguardadas, como la estación del Puerto de Maó (Po-10), y la de la Mola 2 (Mo2-10).

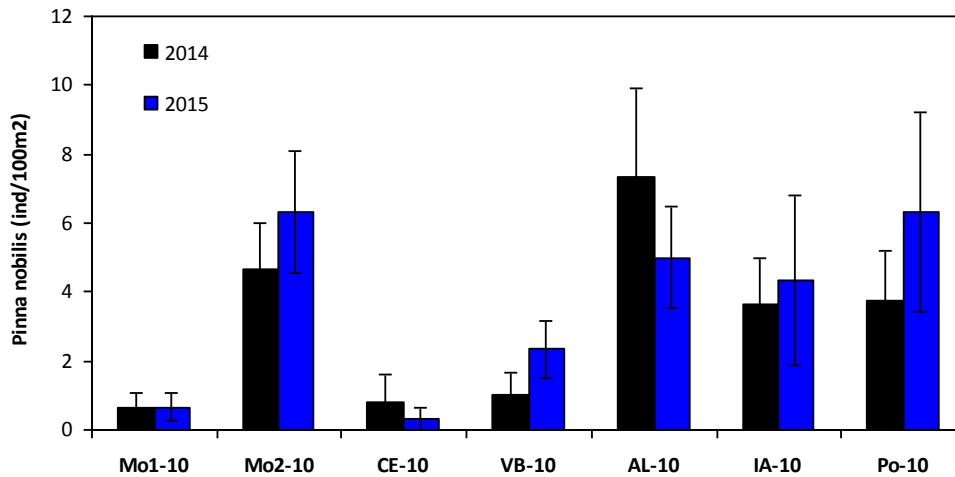


Figura 3.28. Densidad de ejemplares de *P. nobilis* vivos (ind/100 m² ± error típico), censados en los dos periodos de estudio 2014 y 2015, en cada una de las estaciones de las cotas someras: Mo1-10: La Mola 1; Mo2-10: La Mola 2;; CE-10: Cala Sant Esteve; VB-10: Caló des Vi Blanc; AL-10: Alcaufar; IA-10: Isla del Aire Po-10: Puerto de Maó. (n=5 transectos por estación).

Se ha realizado un análisis estadístico MANOVA-PERMANOVA de dos factores, para valorar las diferencias en densidad de *P. nobilis* vivas entre años en las 7 estaciones evaluadas. Los resultados se resumen en la Tabla 3.7.

Tabla 3.7. Resultados del análisis estadístico MANOVA-PERMANOVA para los valores de la densidad de *P. nobilis* vivas de las 7 estaciones de cota somera los años 2014 y 2015: Mo1-10: La Mola 1; Mo2-10: La Mola 2; Po-10: Puerto de Maó; CE-10: Cala Sant Esteve; VB-10: Caló des Vi Blanc; AL-10: Alcaufar; IA-10: Isla del Aire. Es=Estación; AÑ=Año; df=grados de libertad; MS=media cuadrática; P=nivel de significación; *=significativo (P< 0.05); **=significativo (P<0,01).

Source	df	MS	P
AÑ	1	4,2921	0,543
ES	6	55,983	0,002*
AÑxES	6	6,5439	0,769
Residual	56	12,286	
Total	69		
Post-hoc (ES)	Mo1-10 ≠ Mo2-10*; Po-10*; AL-10**; IA-10* CE-10 ≠ Mo2-10**; Po-10*; AL-10**; IA-10* VB-10 ≠ Mo2-10*; AL-10*		

Para las poblaciones de cotas someras no se hallan diferencias significativas entre años en la densidad de *P. nobilis* vivas para cada una de las 7 estaciones evaluadas. Por otro lado, el análisis muestra diferencias significativas para la densidad entre estaciones, como ya ocurría en los muestreos de 2014 y que se deben a la variabilidad espacial de



las poblaciones de *P. nobilis* en el área de estudio. Hay diferencias significativas en la densidad de *P. nobilis* vivas entre las estaciones más expuestas, La Mola 1 (Mo1-10), Cala Sant Esteve (CE-10) y Caló des Vi Blanc (VB-10), con el resto de estaciones ubicadas en zonas menos expuestas y resguardadas.

Los valores de densidad para los ejemplares muertos son bajos en general para las dos campañas. En 2014, de las 7 estaciones estudiadas, sólo en 2 de ellas La Mola1 (Mo1-10) y el Puerto de Maó (Po-10) no se encontraron ejemplares muertos. Los valores máximos promedio de densidad de individuos muertos se dieron en 3 estaciones: La Mola2, Caló des Vi Blanc y la isla del aire (Mo2-10, VB-10 y IA-10) con un valor de $0,66 \pm 0,41$ ind/100 m², y con un valor máximo por transecto de 1,67 ind/100 m² (Figura 3.29). En 2015 sólo se han hallado ejemplares muertos dentro de transecto en dos estaciones: en el Puerto de Maó (Po-10) y en la Mola 2 (Mo2-10), con igual valor de densidad en las dos: $0,66 \pm 0,41$ ind/100 m² (Figura 3.29).

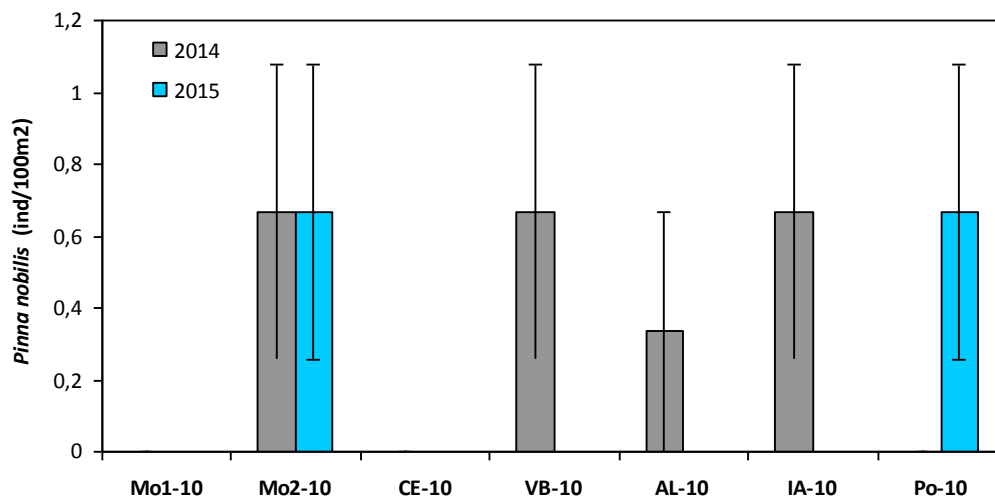


Figura 3.29. Densidad de ejemplares de *P. nobilis* muertos (ind/100 m² \pm error típico), en los dos periodos de estudio 2014 y 2015, censados en cada una de las estaciones de las cotas someras: Mo1-10: La Mola 1; Mo2-10: La Mola 2; CE-10: Cala Sant Esteve; VB-10: Caló des Vi Blanc; AL-10: Alcaufar; IA-10: Isla del Aire Po-10: Puerto de Maó. (n=5 transectos por estación).

A su vez, se ha realizado un análisis estadístico MANOVA-PERMANOVA de dos factores, para valorar las diferencias entre años para la densidad de *P. nobilis* muertas halladas en las 7 estaciones evaluadas. Los resultados se resumen en la Tabla 3.8.



Tabla 3.8. Resultados del análisis estadístico MANOVA-PERMANOVA para los valores de la densidad de *P. nobilis* muertas de las 7 estaciones de cota somera los años 2014 y 2015: Mo1-10: La Mola 1; Mo2-10: La Mola 2; Po-10: Puerto de Maó; CE-10: Cala Sant Esteve; VB-10: Caló des Vi Blanc; Al-10: Alcaufar; IA-10: Isla del Aire. Es=Estación; AÑ=Año; df=grados de libertad; MS=media cuadrática; P=nivel de significación; *=significativo ($P < 0,05$); **=significativo ($P < 0,01$).

Source	df	MS	P
AÑ	1	4,2921	0,564
ES	6	55,983	0,002*
AÑxES	6	6,5439	0,799
Residual	56	12,286	
Total	69		
Post-hoc (ES)	Mo1-10 \neq Mo2-10*; Po-10*; Al-10*; IA-10* CE-10 \neq Mo2-10*; Po-10*; Al-10*; IA-10* VB-10 \neq Mo2-10*; Po-10*; AL-10*		

Para las poblaciones de cotas someras no se hallan diferencias interanuales significativas en la densidad de *P. nobilis* muertas halladas en cada una de las 7 estaciones evaluadas. Al igual que ocurre para la densidad de individuos vivos, el análisis muestra diferencias significativas para la densidad de ejemplares muertos entre estaciones, como ya ocurría en los muestreos de 2014 y que se deben a la variabilidad espacial de las poblaciones de *P. nobilis* en el área de estudio. Hay diferencias significativas en la densidad de *P. nobilis* muertas entre las estaciones más expuestas, La Mola 1 (Mo-10), Cala Sant Esteve (CE-10) y Caló des Vi Blanc (VB-10), con el resto de estaciones ubicadas en zonas menos expuestas y resguardadas.

En cuanto a la presencia de macroalgas invasoras sobre *P. nobilis* vivas, en todas las estaciones muestreadas y en las dos campañas de muestreo sólo se ha encontrado una especie, *A. preissii*. En 2014, la cobertura de *A. preissii* varió en las estaciones de norte a sur, encontrándose las mayores coberturas en las estaciones del sur. Las coberturas de *A. preissii* variaron desde estaciones con 0% de cobertura en la Mola 1 (Mo1-10), hasta un máximo de cobertura media de *Acrothamnion preissii* de $36,36 \pm 10,73\%$ en la isla de Aire (IA-10) (Figura 3.30). En 2015 la cobertura de las valvas por *A. preissii* ha sido mucho menor que en 2014. Solo se ha observado su presencia en 3 estaciones: La Mola 2 (Mo2-10), la isla del Aire (IA-10) y Alcaufar (AL-10), en todas ellas con valores de cobertura muy inferiores a los del 2014. La estación de Alcaufar (AL.10) ha sido en la que se ha registrado el valor máximo en 2015, con un $7,66 \pm 3,51\%$ de cobertura (Figura 3.30)

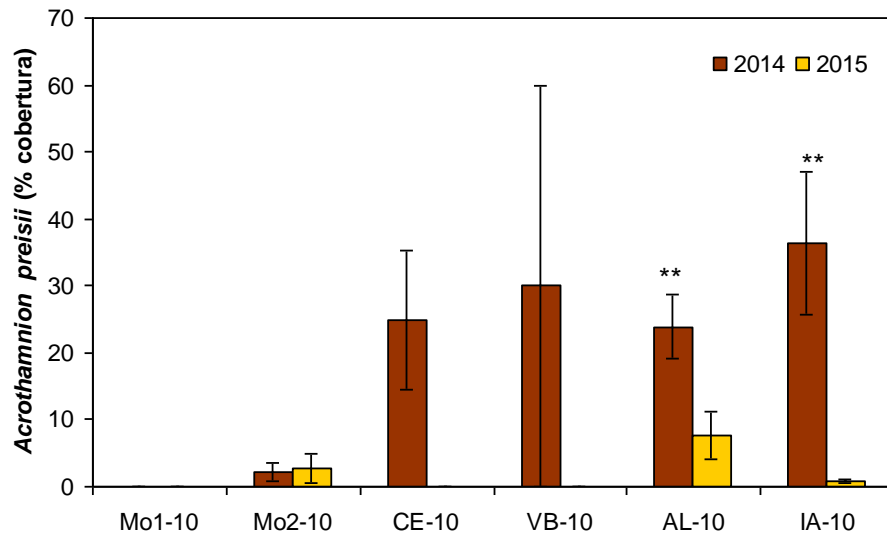


Figura 3.30. Evolución de la cobertura de *A. preissii* sobre los ejemplares de *P. nobilis* (% cobertura \pm error típico), censados en cada una de las estaciones de las cotas someras: Mo1-10: La Mola 1; Mo2-10: La Mola 2;; CE-10: Cala Sant Esteve; VB-10: Caló des Vi Blanc; AL-10: Alcaufar; IA-10: Isla del Aire Po-10: Puerto de Maó. (n=5 transectos por estación). ** diferencias significativas $p < 0,001$.

Se ha realizado un análisis estadístico MANOVA-PERMANOVA de dos factores, para valorar las diferencias entre años en la cobertura de *A. preissii* en *P. nobilis* en las 7 estaciones evaluadas. Los resultados se resumen en la Tabla 3.9.

Tabla 3.9. Resultados del análisis estadístico MANOVA-PERMANOVA para los valores de cobertura de *A. preissii* en las 7 estaciones de cota somera, los años 2014 y 2015: Mo1-10: La Mola 1; Mo2-10: La Mola 2; Po-10: Puerto de Maó; CE-10: Cala Sant Esteve; VB-10: Caló des Vi Blanc; Al-10: Alcaufar; IA-10: Isla del Aire. Es=Estación; AÑ=Año; df=grados de libertad; MS=media cuadrática; P=nivel de significación; *=significativo ($P < 0,05$); **=significativo ($P < 0,01$).

Source	df	MS	P
AÑ	1	3514,2	0,077
ES	6	1366,2	0,001**
AÑxES	6	939,56	0,001**
Residual	204	222,61	
Total	217		
<i>Post-hoc</i> (AÑxES)			
	AL-10	2014>2015	(P= 0,025 *)
	IA-10	2014>2015	(P= 0,001 **)

Para la cobertura de *A. preissii* en las poblaciones de *P. nobilis* de cotas someras no se encuentran diferencias significativas entre años, pero sí entre estaciones, similar a los resultados de 2014. Pero en este caso sí que se hallan diferencias significativas entre



años en dos estaciones, en Alcaufar (Al-10) y la isla del Aire (IA-10). En el resto de estaciones no hay diferencias significativas en la cobertura de *A. preissii* entre años.

En la Figura 3.31 se presentan los histogramas de tallas de las valvas de *P. nobilis*, de las estaciones de la cota somera para las dos fases de estudio 2014 y 2015. La distribución de tallas difiere sustancialmente según la estación. Las estaciones con una mayor densidad de individuos son las que presentan una mayor diversidad en cuanto a clases de talla, como ocurre en las estaciones más septentrionales de Alcaufar (AL-10) y la isla de Aire (IA-10), junto con las ubicadas en zonas más resguardadas como La Mola2 (Mo2-10) y el Puerto de Maó (Po-10).

En la estación de la Mola 2 (Mo2-10), en 2014 se localizaron ejemplares de cuatro clases de tallas mientras que en 2015 sólo se han localizado ejemplares de dos clases de talla, media (10-15 cm) y grande (15-20 cm). Cabe destacar que en 2015, el 50% de los ejemplares censados siguen siendo de talla grande, es decir, representan una población madura con una elevada cantidad de individuos reproductores. Un patrón similar ocurre en la estación de Alcaufar (AL-10), donde en 2014 estaban representadas tres clases de talla y en 2015 hay sólo dos, pero se mantienen las proporciones, estando la mayoría de los ejemplares en la talla mediana (10-15 cm) (62%).

En la isla del Aire (IA-10) el número de clases de talla se ha mantenido en los dos años, aunque ha variado ligeramente la proporción entre años entre las clases de talla mediana (10-15 cm) y grande (15-20 cm).

La estación del Puerto de Maó (Po-10), en cambio ha ampliado el número de clases de talla en 2015. La mayoría de los ejemplares censados en 2014 fueron de talla grande (15-20 cm) y muy grande (20-25 cm), un 92,31%. En 2015 se observa la misma tendencia, con un elevado porcentaje de individuos censados en estas dos clases de talla (76,6%), aunque se han hallado un mayor número de representantes de la talla juvenil (5-10 cm) 11,7% y media (10-15 cm) 11,7%.

Para el resto de estaciones muestreadas la Mola 1 (Mo1-10), caló de Sant Esteve (CE-10) y el Caló des Vi Blanc (VB-10), no encontramos ejemplares de las tallas grandes, y sus poblaciones están representadas por individuos de talla media (10-15 cm) y juveniles (5-10 cm).

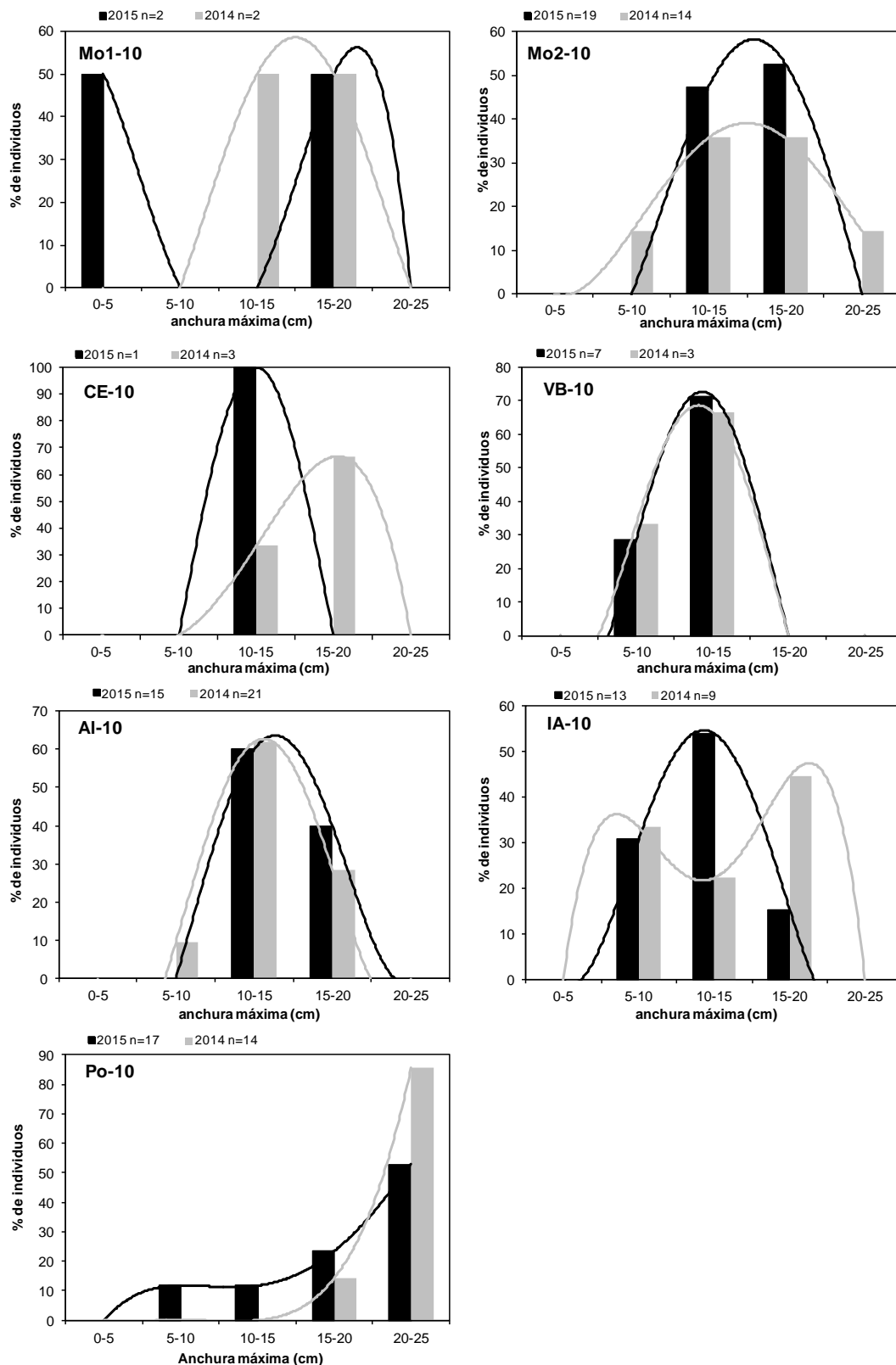


Figura 3.31. Histogramas de tallas en porcentaje de individuos de *P. nobilis* (%) para el período 2014-15, agrupados en clases de tallas según anchura máxima de la valva (cm), censados en cada una de las estaciones de las cotas somera: Mo1-10: La Mola 1; Mo2-10: La Mola 2; CE-10: Cala Sant Esteve; VB-10: Caló des Vi Blanc; AL-10: Alcaufar; IA-10: Isla del Aire Po-10: Puerto de Maó. n=n^o de individuos censados.



Se ha realizado un análisis estadístico MANOVA-PERMANOVA de dos factores, para valorar las diferencias entre años en las clases de talla de *P. nobilis* halladas en las 7 estaciones evaluadas. Los resultados se resumen en la Tabla 3.10.

Tabla 3.10. Resultados del análisis estadístico MANOVA-PERMANOVA para los valores de talla de *P. nobilis* de las 7 estaciones de cota somera los años 2014 y 2015: Mo1-10: La Mola 1; Mo2-10: La Mola 2; Po-10: Puerto de Maó; CE-10: Cala Sant Esteve; VB-10: Caló des Vi Blanc; AI-10: Alcaufar; IA-10: Isla del Aire. Es=Estación; AÑ=Año; df=grados de libertad; MS=media cuadrática; P=nivel de significación; *=significativo (P< 0,05); **=significativo (P<0,01).

Source	df	MS	P
AÑ	1	352,2	0,107
ES	6	2231	0,001**
AÑxES	5	155,49	0,329
Residual	147	136,53	
Total	159		
Post-hoc (AÑxES)	Po-10 ≠ Mo1-10**; Mo2-10**; CE-10**; VB-10**; AI-10**; IA-10** Mo1-10 ≠ Mo2-10*; AI-10* Mo2-10 ≠ VB-10**; IA-10* VB-10 ≠ AI-10*		

Para las poblaciones de cotas someras no se hallan diferencias interanuales significativas en la talla de las *P. nobilis* halladas en cada una de las 7 estaciones evaluadas. Por otro lado, el análisis muestra diferencias significativas para la talla de los ejemplares entre estaciones, hecho que ya estaba presente en los muestreos de 2014 y que se corresponde con la variabilidad espacial de la población de esta especie en el área de estudio. Hay diferencias estadísticamente significativas en la estructura de tallas de *P. nobilis* entre la estación del Puerto de Maó (Po-10) con el resto de estaciones, ya que en la estación del puerto la mayor parte de las nacras pertenecen a la clase de talla muy grande. También se observan diferencias significativas en la estructura de tallas entre las estaciones con menor densidad de individuos, como La Mola 1 (Mo1-10), Cala Sant Esteve (CE-10) y el Caló des Vi Blanc (VB-10), donde la mayoría de los ejemplares censados pertenecen a tallas juvenil y media.

Estaciones establecidas en cotas profundas

Entre las dos fases de estudio se han censado un total de 199 individuos en la cota profunda, de los que el 80,2% eran individuos vivos (Figura 3.32). Separando el total por campañas tenemos que en 2014 se censaron 97 individuos, de los cuales el 82,47% estaban vivos, mientras que en 2015 se censaron 102 individuos de los cuales el 78,4%



estaba con vida. Por estaciones, La Mola 2 (Mo2-20) es dónde se observa un número mayor de ejemplares en ambos años, 32 individuos en 2014 (8 muertos) y 44 individuos en el 2015 (16 muertos). Las estaciones dónde se registraron los valores mínimos de abundancia tanto en 2014 como en 2015 fueron la Mola1 (Mo1-20) y la estación de Cala Sant Esteve (CE-20), dónde sólo se han censado 4 individuos entre las dos campañas (Figura 3.32).

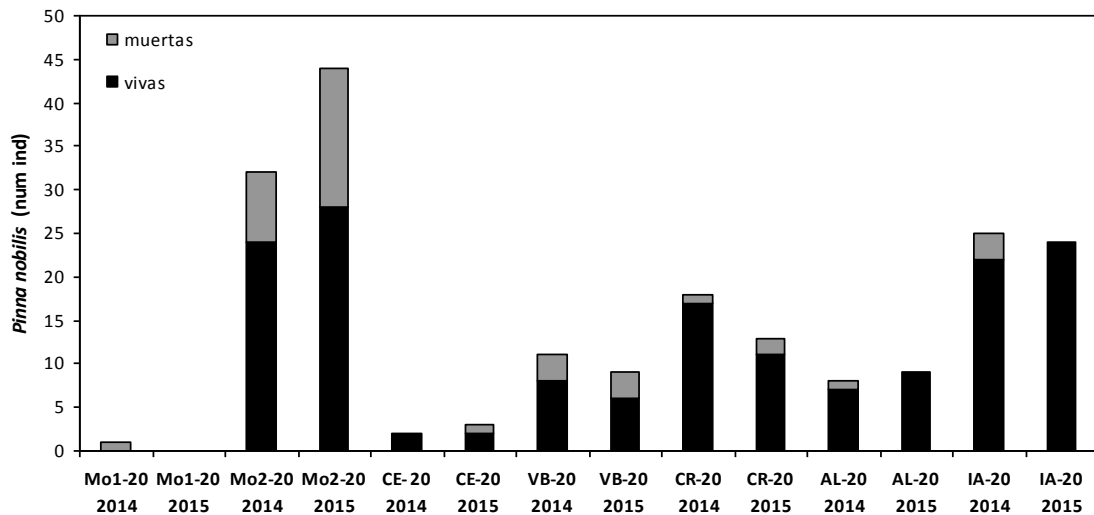


Figura 3.32. Número total de ejemplares de *P. nobilis* vivos y muertos, censados en los dos periodos de estudio, 2014 y 2015, en cada una de las estaciones de las cotas profundas: Mo1-20: La Mola 1; Mo2-20: La Mola 2; CE-20: Cala Sant Esteve; VB-20: Caló des Vi Blanc; CR-20: Cala Rafalet; AL-20: Alcaufar; IA-20: Isla del Aire. (n=5 transectos por estación).

A partir de los censos realizados se ha calculado la densidad de individuos por 100 m² para cada estación (Figuras 3.33 y 3.34). Los valores máximos de densidad de individuos vivos en los dos periodos se han registrado en las estaciones de la isla del Aire (IA-20) y la Mola 2 (Mo2-20), con un valor promedio en 2014 de 7,33±0,41 ind/100 m² y 7,33±2,39 ind/100 m² respectivamente. Mientras que en 2015 se han observado densidades mayores para estas estaciones que en 2014, 9,33±2,39 y 8±0,40 ind/100 m² respectivamente. En la estación de la Mola 2 (Mo2-20) además, se encuentra el valor máximo de individuos por transecto registrado en 2014 de toda el área de estudio, con un valor de 15 ind/100 m², (Figuras 3.23 a 3.26). Los valores mínimos se dan en la estación de la Mola1 (Mo1-10), donde no se encontró ningún ejemplar vivo en los dos años del periodo de estudio (Figura 3.33).

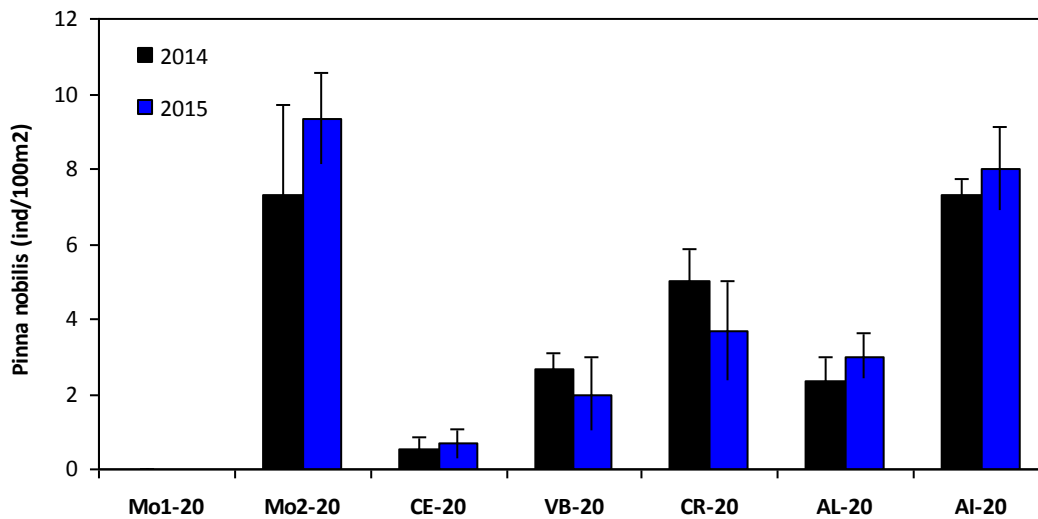


Figura 3.33. Densidad de ejemplares de *P. nobilis* (ind/100 m² ± error típico) vivos, censados en los dos periodos de estudio 2014 y 2015, en cada una de las estaciones de las cotas profundas: Mo1-20: La Mola 1; Mo2-20: La Mola 2; CE-20: Cala Sant Esteve; VB-20: Caló des Vi Blanc; CR-20: Cala Rrafalet; AL-20: Alcaufar; IA-20: Isla del Aire. (n=5 transectos por estación).

Se ha realizado un análisis estadístico MANOVA-PERMANOVA de dos factores, para valorar las diferencias interanuales en las poblaciones de *P. nobilis* vivas en las 7 estaciones evaluadas. Los resultados se resumen en la Tabla 3.11.

Tabla 3.11. Resultados del análisis estadístico MANOVA-PERMANOVA para los valores de la densidad de *P. nobilis* vivas de las 7 estaciones de cota profunda los años 2014 y 2015: Mo1-20: La Mola 1; Mo2-20: La Mola 2; CE-20: Cala Sant Esteve; VB-20: Caló des Vi Blanc; CR-20: Cala Rrafalet; AL-20: Alcaufar; IA-20: Isla del Aire. Es=Estación; AÑ=Año; df=grados de libertad; MS=media cuadrática; P=nivel de significación; *=significativo (P< 0,05); **=significativo (P<0,01).

Source	df	MS	P
AÑ	1	0,006	0,98
ES	6	108,99	0,001**
AÑxES	7	3,816	0,489
Residual	56	4,780	
Total	69		
<i>Post-hoc</i> (ES) Mo2-20 ≠ Mo1-20**; CE-20**; VB-20*; CR-20**; AL-20**; IA-20** ≠ CE-20**; VB-20**; CR-20*; AL-20** CE-20 ≠ VB-20*; CR-20**; AL-20**; CR-20 ≠ VB-10 *; AL-20			

Para las poblaciones de cotas profundas no se hallan diferencias significativas entre años en la densidad de *P. nobilis* para cada una de las 7 estaciones evaluadas.



Por otro lado, como ya ocurría en la cota somera, el análisis muestra diferencias significativas para la densidad entre estaciones, hecho que ya estaba presente en los muestreos de 2014 y que responde a la variabilidad espacial de las poblaciones de esta especie en el área de estudio. En esta cota de profundidad la exposición no es tan determinante y se observan diferencias estadísticamente significativas entre las estaciones que tienen un mayor densidad de individuos, como La Mola 2 (Mo2-20) y la isla del Aire (IA-20) y el resto de estaciones que tienen menores densidades en los dos periodos de estudio.

Los valores de densidad para los ejemplares muertos son bajos en general, aunque son mayores que en las estaciones de cotas someras. La mayor densidad de *P. nobilis* muertas en los dos periodos de estudio se encuentra en la estación de la Mola2 (Mo2-20), con unos valores de $2,66 \pm 0,85$ ind/100 m² en 2014 y de $5,33 \pm 1,77$ ind/100 m² en 2015. En esta estación además se registró el valor máximo por transecto que fue de 5 ind/100 m² en 2014 y 8,33 ind/100 m² en 2015. Para el resto de estaciones los valores son similares y muy bajos, de menos de 1 ind/100 m² en los dos periodos (Figura 3.34).

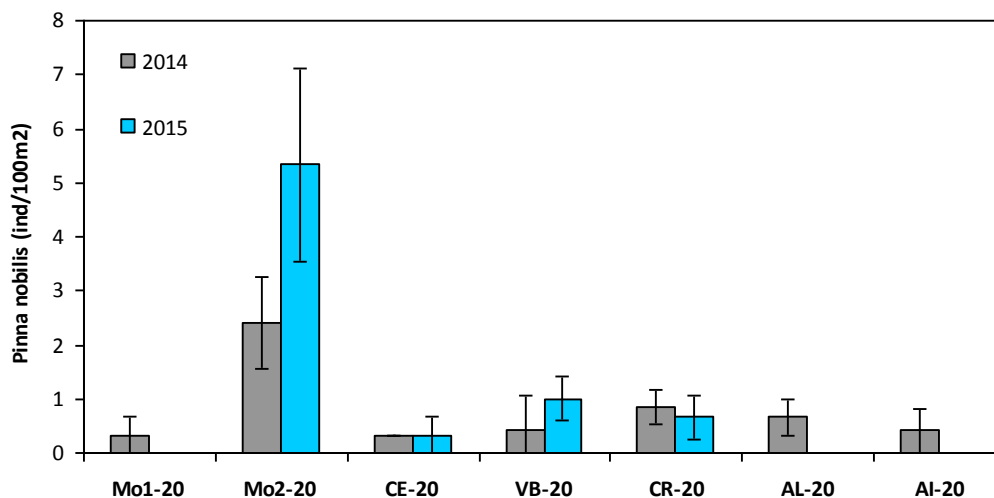


Figura 3.34. Densidad de ejemplares de *P. nobilis* (ind/100 m² \pm error típico) muertos, censados en los dos periodos de estudio 2014 y 2015, en cada una de las estaciones de las cotas profundas. Mo1-20: La Mola 1; Mo2-20: La Mola 2; CE-20: Cala Sant Esteve; VB-20: Caló des Vi Blanc; CR-20: Cala Rrafalet; AL-20: Alcaufar; IA-20: Isla del Aire. (n=5 transectos por estación).

De igual manera que para el resto de resultados, se ha realizado un análisis estadístico MANOVA-PERMANOVA de dos factores, para valorar las diferencias en la densidad de individuos de *P. nobilis* muertos entre años en las 7 estaciones evaluadas. Los resultados se resumen en la Tabla 3.12.



Tabla 3.12. Resultados del análisis estadístico MANOVA-PERMANOVA para los valores de la densidad de *P. nobilis* muertas de las 7 estaciones de cota profunda los años 2014 y 2015: Mo1-20: La Mola 1; Mo2-20: La Mola 2; CE-20: Cala Sant Esteve; VB-20: Caló des Vi Blanc; CR-20: Cala Rafalet; AL-20: Alcaufar; IA-20: Isla del Aire. Es=Estación; AÑ=Año; df=grados de libertad; MS=media cuadrática; P=nivel de significación; *=significativo ($P < 0,05$); **=significativo ($P < 0,01$).

Source	df	MS	P
AÑ	1	0,992	0,497
ES	6	19,246	0,001**
AÑxES	6	3,399	0,112
Residual	56	1,885	
Total	69		
Post-hoc (ES)	Mo2-20 \neq Mo1-20*; CE-20*; VB-20*; CR-20*; AL-20*; IA-20*		

Para las poblaciones de cotas profundas no se hallan diferencias significativas entre años en la densidad de *P. nobilis* halladas muertas para cada una de las 7 estaciones evaluadas. Por otro lado, como ya ocurría en la cota somera, el análisis muestra diferencias significativas para la densidad de *P. nobilis* muertas entre estaciones, en este caso se observan diferencias estadísticamente significativas entre la estación de La Mola 2 (Mo2-20), en donde se ha hallado mayor densidad de ejemplares muertos en los dos periodos y el resto de estaciones.

Como ya ocurría en las estaciones de la cota somera en cuanto a la presencia de macroalgas invasoras sobre *P. nobilis*, en todas las estaciones muestreadas sólo se ha encontrado una especie, *Acrothamnion preissii*. En la campaña de 2014 se registraron valores de cobertura de las valvas mayores que en 2015 y en un mayor número de estaciones. En 2014 se encontró *A. preissii* en 5 de las 7 estaciones mientras que en 2015 sólo en 2, isla del Aire (IA-20) y Cala Rafalet (CR-20). Los valores variaron desde estaciones con 0% de cobertura en las estaciones de la Mola 1 (Mo1-20) y Mola 2 (Mo2-20), hasta un máximo de cobertura media de $21,38 \pm 10,65\%$ en el Caló des Vi Blanc (VB-20) en 2014. Mientras que en 2015 el valor máximo se observó en Cala Rafalet (CR-20) con un porcentaje medio de cobertura de $7,27 \pm 2,27\%$ (Figura 3.35).

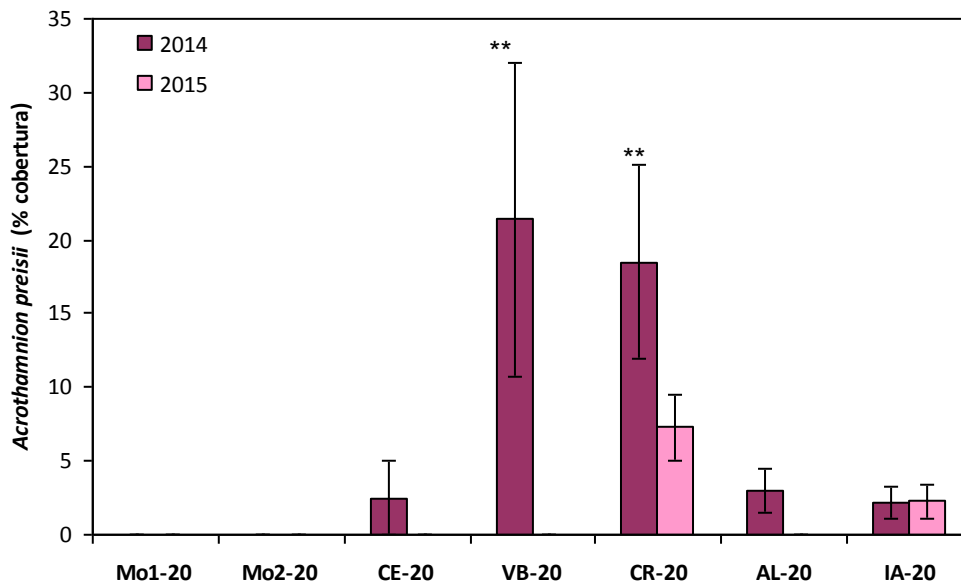


Figura 3.35. Cobertura de *A. preissii* sobre los ejemplares de *P. nobilis* (% cobertura±error típico), censados en los dos periodos de estudio 2014 y 2015, en cada una de las estaciones de las cotas profundas: Mo1-20: La Mola 1; Mo2-20: La Mola 2; CE-20: Cala Sant Esteve; VB-20: Caló des Vi Blanc; CR-20: Cala Rrafalet; AL-20: Alcaufar; IA-20: Isla del Aire. (n=5 transectos por estación).

Se ha realizado un análisis estadístico MANOVA-PERMANOVA de dos factores, para valorar las diferencias entre años en la cobertura de *A. preissii* en *P. nobilis* en las 7 estaciones evaluadas. Los resultados se resumen en la Tabla 3.13.

Tabla 3.13. Resultados del análisis estadístico MANOVA-PERMANOVA para los valores de cobertura de *A. preissii* en las 7 estaciones de cota profunda, los años 2014 y 2015: Mo1-20: La Mola 1; Mo2-20: La Mola 2; CE-20: Cala Sant Esteve; VB-20: Caló des Vi Blanc; CR-20: Cala Rrafalet; AL-20: Alcaufar; IA-20: Isla del Aire. Es=Estación; AÑ=Año; df=grados de libertad; MS=media cuadrática; P=nivel de significación; *=significativo (P< 0,05); **=significativo (P<0,01).

Source	df	MS	P
AÑ	1	732,29	0,106
ES	6	601,02	0,001**
AÑxES	6	261,28	0,015*
Residual	243	98,191	
Total	256		
<i>Post-hoc</i> (AÑxES) VB-20 2014>2015 (P= 0,036 *)			
AL-20 2014>2015 (P= 0,046 *)			

Para la cobertura de *A. preissii* en las poblaciones de *P. nobilis* de cotas profundas no se encuentran diferencias significativas entre años, pero sí entre estaciones, similar a los resultados de 2014. Además como ya ocurría en las cotas someras, en este caso sí que



se hallan diferencias significativas entre años en dos estaciones, Alcaufar (Al-20) y el Caló des Vi Blanc (VB-20). En el resto de estaciones no hay diferencias significativas en la cobertura de *A. preissii* entre años.

En la Figura 3.36 se presentan los histogramas de tallas para las estaciones de la cota profunda para las dos fases de estudio 2014 y 2015. La distribución de tallas en este caso se caracteriza por una mayor presencia de individuos de talla grande (15-20 cm) y muy grande (20-25 cm) en 5 de las 7 localidades tanto para 2014 como en 2015, a diferencia de la cota somera donde la mayor parte de los ejemplares pertenecía a la talla media (10-15 cm) y donde la proporción de individuos de talla muy grande se limitaba a las zonas más resguardadas (Figura 3.36). A excepción de la estación de La Mola 1 (Mo1-20), donde no se ha localizado ningún ejemplar en ninguno de los dos años, la proporción de individuos de la clase de talla grande y muy grande supera el 50% en todas las estaciones, siendo la estación del caló del Vi Blanc (VB-20) la que presenta una mayor proporción de ejemplares de esta talla grande (15-20 cm) en los dos periodos con 75% en 2014 y 83% en 2015. Las estaciones con mayor número de clases de talla bien representadas son las estaciones de La Mola2 (Mo2-20), Cala Rrafalet (CR-20) y la isla del Aire (IA-20). No se han censado reclutas en ningún caso, mientras que los ejemplares juveniles (5-10 cm) han sido muy escasos para todos los años y todas las estaciones. Las tallas medias (10-15 cm) están representadas en todas las estaciones dónde se ha censado alguna *P. nobilis* aunque no dominan la distribución.

Para valorar las diferencias entre años en las clases de talla de *P. nobilis* halladas en las 7 estaciones evaluadas, se ha realizado un análisis estadístico MANOVA-PERMANOVA de dos factores, los resultados se resumen en la Tabla 3.14.

Tabla 3.14. Resultados del análisis estadístico MANOVA-PERMANOVA para los valores de talla de *P. nobilis* de las 7 estaciones de cota profunda los años 2014 y 2015: Mo1-20: La Mola 1; Mo2-20: La Mola 2; CE-20: Cala Sant Esteve; VB-20: Caló des Vi Blanc; CR-20: Cala Rrafalet; AL-20: Alcaufar; IA-20: Isla del Aire. Es=Estación; AÑ=Año; df=grados de libertad; MS=media cuadrática; P=nivel de significación; *=significativo (P< 0,05); **=significativo (P<0,01).

Source	df	MS	P
AÑ	1	158,44	0,294
ES	6	230,57	0,112
AÑxES	5	224,04	0,164
Residual	182	138,31	
Total	194		

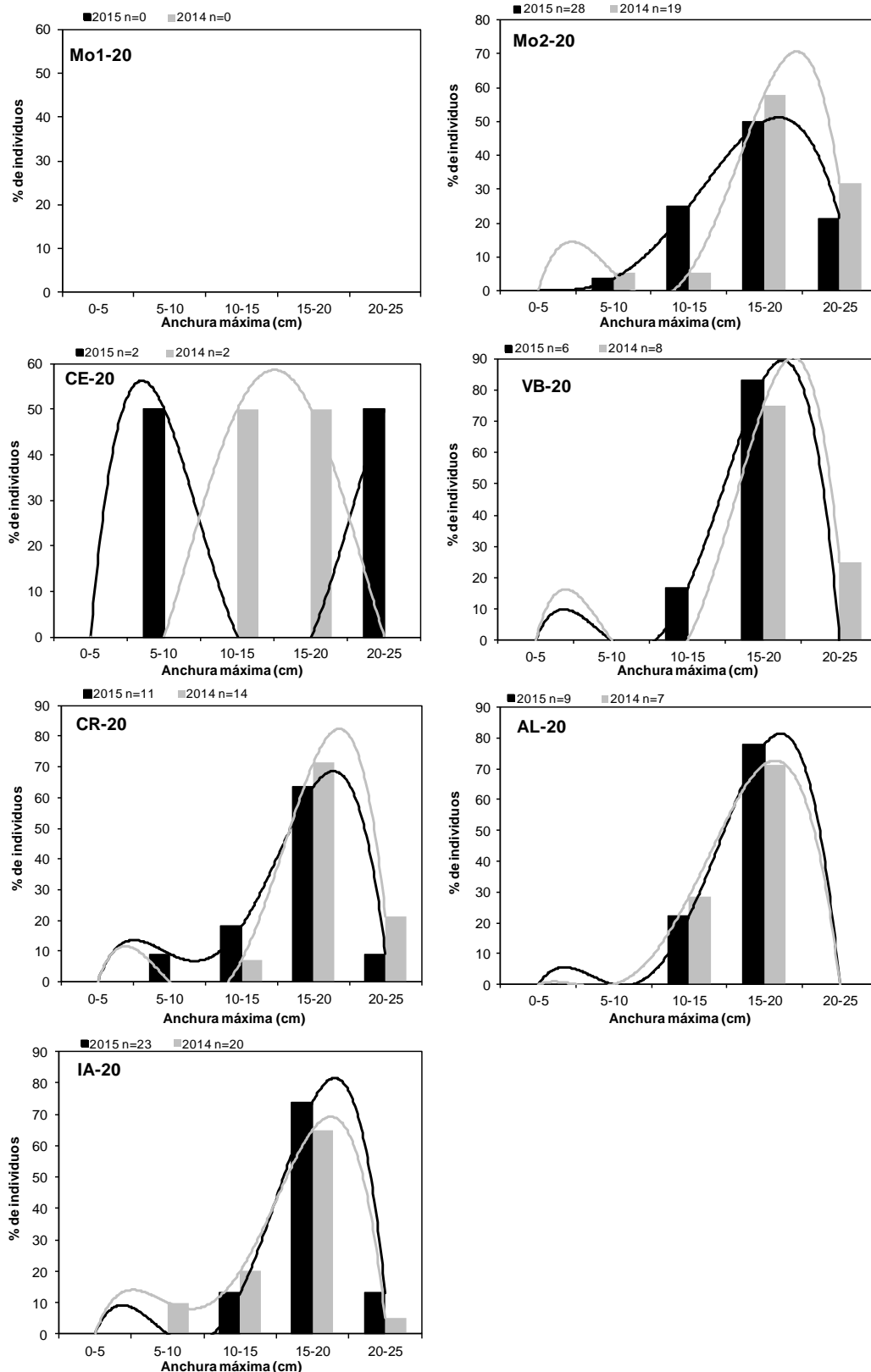


Figura 3.36. Histogramas de tallas en porcentaje de individuos de *P. nobilis* (ind/100 m² ± error típico), agrupados en clases de tallas según anchura máxima de la valva (cm), censados en los dos periodos de estudio 2014 y 2015, en cada una de las estaciones de las cotas profundas: Mo1-20: La Mola 1; Mo2-20: La Mola 2; CE-20: Cala Sant Esteve; VB-20: Caló des Vi Blanc; CR-20: Cala Rrafalet; AL-20: Alcaufar; IA-20: Isla del Aire. n=nº de individuos censados.



Para las poblaciones de cotas profundas no se hallan diferencias significativas en la talla de las *P. nobilis* halladas en cada una de las 7 estaciones evaluadas, ni entre años ni entre estaciones.

Dinámica poblacional de *P. nobilis*

Para el estudio de la dinámica de las poblaciones de *P. nobilis* durante la campaña del año 2014 se instalaron 9 parcelas circulares permanentes de 113 m² de área, repartidas a dos cotas de profundidad. En la cota somera (10 m) se instalaron 5 parcelas circulares y en la cota profunda (20 m) se instalaron 4 parcelas más. Los individuos de *P. nobilis* encontrados en las parcelas fueron marcados, medidos y cartografiados.

En la campaña de este año 2015 se han localizado las parcelas permanentes y se han cartografiado de nuevo, localizando y medido los individuos marcados presentes y los nuevos reclutas asentados en el periodo de estudio.

Praderas someras

Durante la campaña de este año se han localizado las 5 parcelas permanentes, pero sólo se presentan resultados de 3 de ellas, ya que las parcelas del Caló des Vi Blanc y de la isla del Aire no han podido hacerse. La parcela del Caló del Vi Blanc no ha podido ser recontada porque el punto central del círculo, marcado con un fondeo, había sido movido de su sitio por acción humana, la boya había sido cortada con un cuchillo. No fue posible localizar ninguno de los 3 individuos marcados, por lo que no ha sido posible revisar la población de *P. nobilis* de esta estación. La parcela de la isla del Aire fue localizada también, pero el fondeo que marcaba el centro del círculo había sido movido, en este caso por acción del hidrodinamismo, y sólo se pudo localizar un ejemplar vivo, aunque no fue posible recolocar con fiabilidad el fondeo en el punto central, por lo que no se ha podido hacer el recuento.

A continuación se presentan las Figuras 3.37 a 3.39, que representan los recuentos, distribución espacial y los histogramas de tallas de 2014 y 2015 para cada una de las parcelas instaladas en la cota somera.

En la Figura 3.37, se presentan los individuos marcados de la parcela de la estación de la Mola2 (Mo2-10), que fue la parcela en donde se marcó un mayor número de ejemplares (n=24) en 2014. En la revisión que se ha hecho este año 2015, el número de ejemplares ha disminuido (n=19), han desaparecido 6 ejemplares, que se han considerado como

mueritos, y se ha encontrado un juvenil que se ha asentado en este periodo. En cuanto a las clases de tallas la mayoría de los ejemplares censados en 2014 (52,17%) eran de talla grande (15-20 cm), y el resto (47,83%) de talla mediana (10-15 cm) o juveniles (5-10 cm). En 2015 la gran mayoría de los ejemplares censados (94,74%) son de talla mediana (10-15 cm) y grande, mientras que el porcentaje de organismos de talla pequeña y juveniles ha disminuido (5,26%).

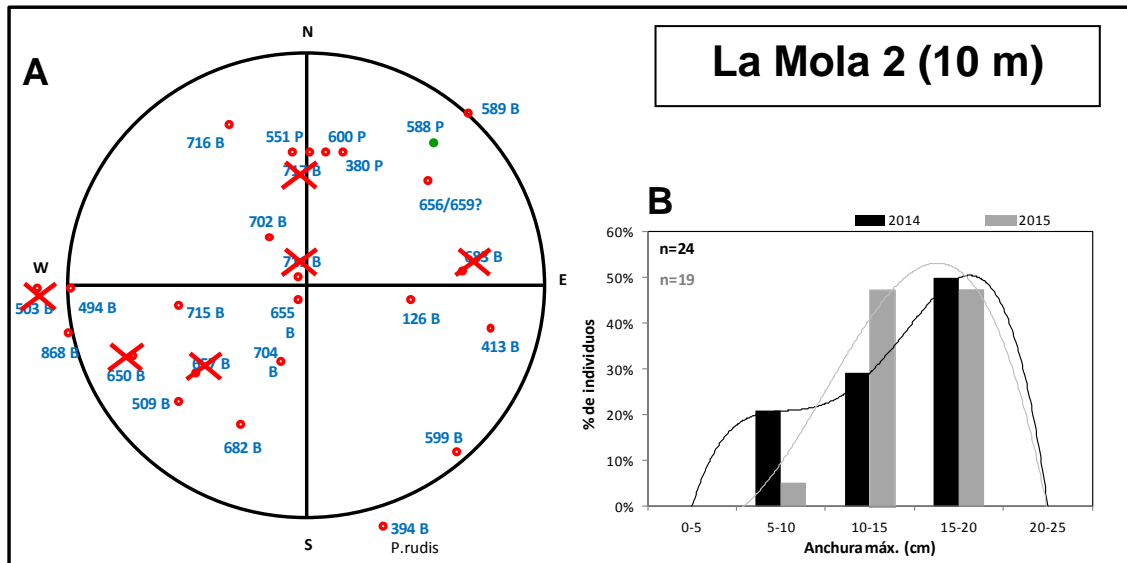


Figura 3.37. A) Parcela circular (área=113 m²), con los individuos marcados de *P. nobilis* en la estación de la Mola2, en la cota de 10 m (Mo2-10). Se presenta un esquema de la situación de los individuos en la parcela circular. B=individuo marcado con brida; P= individuo marcado con piqueta. Se han marcado con aspas rojas los individuos censados en 2014 que en 2015 se han hallado muertos o desaparecidos. Los reclutas asentados en este periodo se muestran con un punto de color verde. B) Histograma de tallas de la población de *P. nobilis* en la parcela circular de la estación de la Mola 2 situada a 10 m de profundidad (Mo2-10). Se muestran las tallas de los individuos de 2014 (n= 23 individuos.) y las de 2015 (n= 19 individuos).

En la Figura 3.38 A, se presentan los individuos marcados en la parcela de la estación del Puerto de Maó (Po-10). En esta estación tanto en 2014 como en 2015 es dónde se han cuantificado los ejemplares de mayor talla de toda el área de estudio, con una anchura máxima de 25 cm, aunque el número de ejemplares censados es de los más bajos (n=4). El número de ejemplares se ha mantenido constante y en la campaña de este año se volvieron a encontrar todos los ejemplares. Todos los individuos censados son de talla muy grande (20-25 cm), y no se han encontrado ejemplares del resto de clases de talla, ni en 2014, ni en 2015 (Figura 3.38 B).

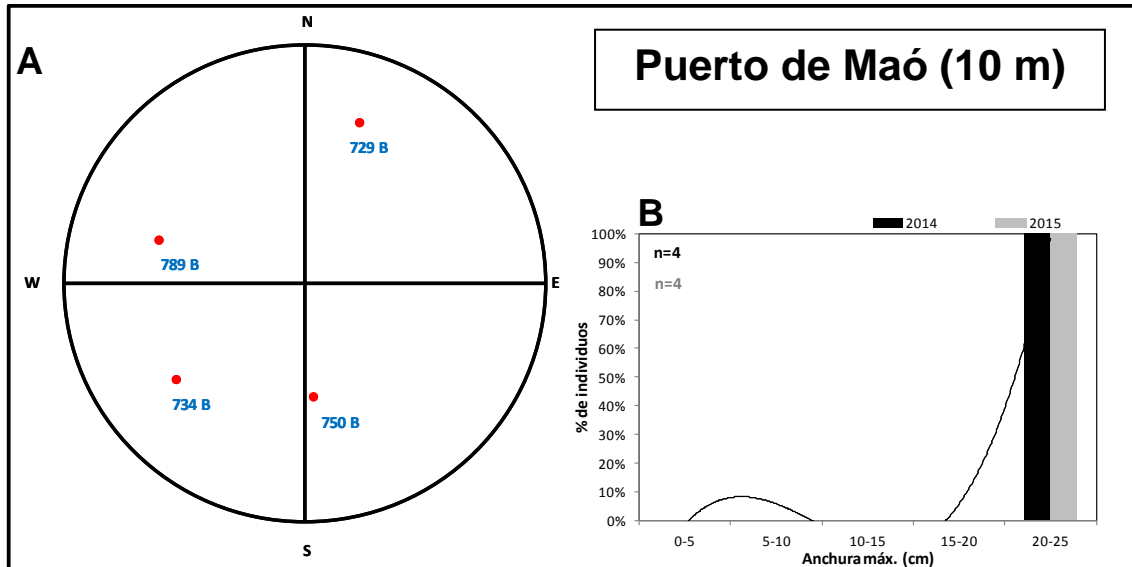


Figura 3.38. A) Parcela circular (área=113 m²), con los individuos marcados de *P. nobilis* en la estación del Puerto de Maó, en la cota de 10 m (Po-10). Se presenta un esquema de la situación de los individuos en la parcela circular. B=individuo marcado con brida. B) Histograma de tallas de la población de *P. nobilis* en la parcela circular de la estación del Port de Maó situada a 10 m de profundidad (Po-10). Se muestran las tallas de los individuos de 2014 (n= 4 individuos.) y las de 2015 (n= 4 individuos).

En la Figura 3.39 A, se presentan los individuos marcados en la parcela de la estación de Alcafar (AL-10), en la que en 2014 se encontraron una decena de individuos (n=10). En la revisión que se ha hecho este año 2015, el número de ejemplares ha disminuido (n=5), han desaparecido 6 ejemplares, que se han considerado como muertos, y se ha encontrado un juvenil que se ha asentado en este periodo. En cuanto a las clases de tallas (Figura 3.9 B), la gran mayoría de los ejemplares censados en 2014 (90%) eran de talla mediana (10-15 cm), y el resto (10%) eran juveniles (5-10). En 2015 la mayoría de los ejemplares censados (60,00%) son de talla mediana (10-15 cm) y grande (42,11%), mientras que ha desaparecido el porcentaje de individuos de talla pequeña y juveniles.

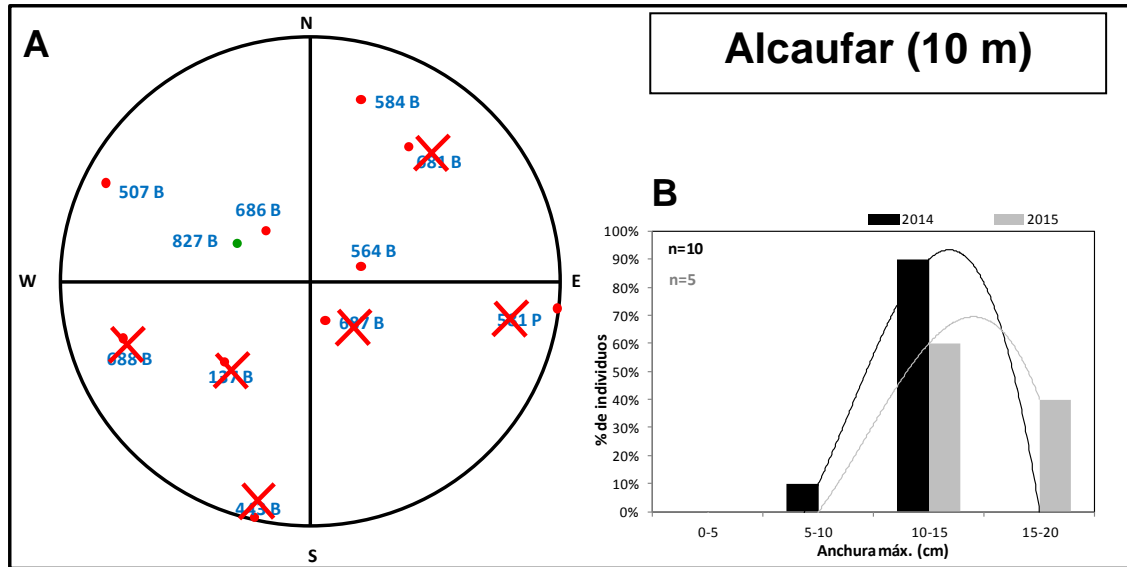


Figura 3.39. A) Parcela circular (área=113 m²), con los individuos marcados de *P. nobilis* en la estación de Alcaufar, en la cota de 10 m (AL-10). Se presenta un esquema de la situación de los individuos en la parcela circular. B=individuo marcado con brida; P= individuo marcado con piqueta. Se han marcado con aspas rojas los individuos censados en 2014 que en 2015 se han hallado muertos o desaparecidos. Los reclutas asentados en este periodo se muestran con un punto de color verde. B) Histograma de tallas de la población de *P. nobilis* en la parcela circular de la estación de la Alcaufar situada a 10 m de profundidad (AL-10). Se muestran las tallas de los individuos de 2014 (n= 10 individuos.) y las de 2015 (n= 5 individuos).

Praderas profundas

A continuación se presentan las figuras (Figuras 3.40 a 3.43), que representan los recuentos, la distribución espacial y los histogramas de tallas de valvas de *P. nobilis*, para cada una de las parcelas instaladas en la cota profunda.

En la Figura 3.40 A, se presentan los individuos marcados en la parcela de la estación de la Mola2 (Mo2-20), que al igual que ocurría en el caso de las parcelas someras, ha sido la parcela en dónde se marcó un mayor número de ejemplares en 2014 (n=12). En la revisión que se ha hecho este año 2015, el número de ejemplares ha disminuido (n=8), han sido hallados muertos o han desaparecido 5 ejemplares, y se ha asentado un juvenil en este periodo. En cuanto a las clases de tallas (Figura 3.40 B), en esta cota de profundidad en los dos periodos de estudio se encuentran individuos de mayor talla. Un 16,67% de individuos censados en 2014 era de gran talla (20-25 cm), clase que no aparecía en la cota somera a excepción de la estación de Puerto de Maó (Po-10). En esta parcela la mayoría de los ejemplares censados (50%) en 2014 era de talla grande (15-20 cm), y el resto (33,33%) fueron de talla mediana (10-15 cm) o reclutas (0-5 cm). Los ejemplares censados en la campaña de este año 2015 siguen la misma pauta en

cuanto a clases de tallas que en el periodo anterior. La mayoría de los ejemplares censados son de talla grande (15-20 cm) (37,50%) o muy grande (20-25 cm) (25%), el resto (37,50%) se reparte entre las clases de talla mediana (10-15 cm) (25%) y juveniles (5-10 cm) (12,50%).

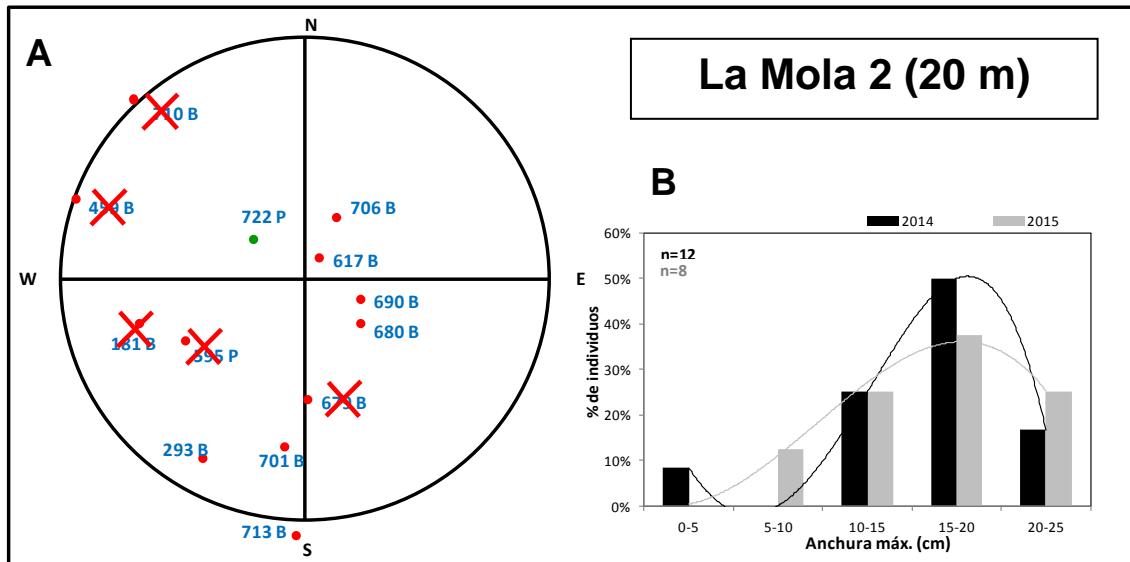


Figura 3.40. A) Parcela circular (área=113 m²), con los individuos marcados de *P. nobilis* en la estación de la Mola2, en la cota de 20 m (Mo-20). Se presenta un esquema de la situación de los individuos en la parcela circular. B= individuo marcado con brida; P= individuo marcado con piqueta. Se han marcado con aspas rojas los individuos censados en 2014 que en 2015 se han hallado muertos o desaparecidos. Los reclutas asentados en este periodo se muestran con un punto de color verde. B) Histograma de tallas de la población de *P. nobilis* en la parcela circular de la estación de la Mola 2 situada a 10 m de profundidad (Mo2-20). Se muestran las tallas de los individuos de 2014 (n= 12 individuos.) y las de 2015 (n= 8 individuos).

En la Figura 3.41 A, se presentan los individuos marcados en la parcela de la estación del Caló des Vi Blanc (VB-20), que ha sido la parcela en dónde se marcó un menor número de ejemplares en 2014 (n=6). En la revisión que se ha hecho en 2015 se ha constado una pérdida de dos ejemplares (n=4) que han muerto o desaparecido en este periodo. Respecto la revisión que se ha hecho de las clases de tallas (Figura 3.41 B) de estos ejemplares, en 2014 aparecía una talla que no parecía en la parcela de la cota somera, que es la talla muy grande (20-25 cm), a la que pertenecen un 16,67% de los organismos censados ese año. La mayoría de los ejemplares censados (50%) en 2014 fueron de talla grande (15-20 cm), y el resto (33,33%), son de talla mediana (10-15 cm) o juveniles (5-10 cm). En 2015 la distribución de las tallas es diferente, ya que todos los organismos censados pertenecen a una única clase de talla, la grande (15-20 cm), mientras que el resto de tallas ha desaparecido.

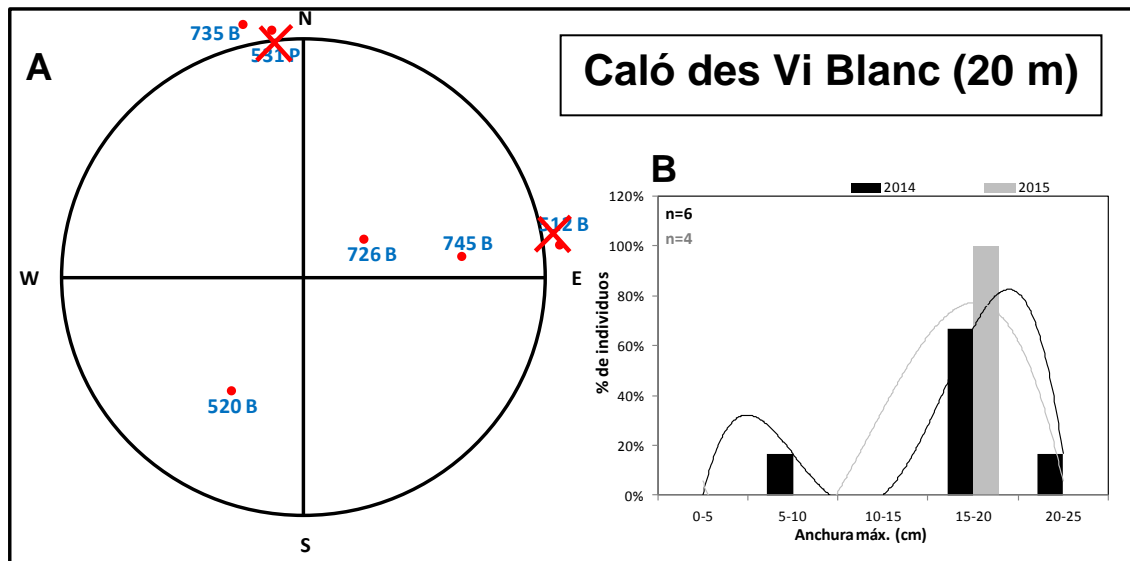


Figura 3.41. A) Parcela circular (área=113 m²), con los individuos marcados de *P. nobilis* en la estación del Caló des Vi Blanc, en la cota de 20 m (VB-20). Se presenta un esquema de la situación de los individuos en la parcela circular. B=individuo marcado con brida. Se han marcado con aspas rojas los individuos censados en 2014 que en 2015 se han hallado muertos o desaparecidos. B) Histograma de tallas de la población de *P. nobilis* en la parcela circular de la estación del Caló des Vi Blanc situada a 20 m de profundidad (VB-20). Se muestran las tallas de los individuos de 2014 (n= 6 individuos.) y las de 2015 (n= 4 individuos).

En la Figura 3.42 A, se presentan los individuos marcados en la parcela de la estación de Cala Rrafalet (CR-20), donde en 2014 se censaron once individuos (n=11), mientras que en el censo que se ha llevado a cabo este año 2015, este número ha descendido a 8 (n=8). En cuanto a las clases de tallas (Figura 3.42 B), como ocurre en el resto de estaciones, en esta cota de profundidad encontramos individuos de mayor talla, en 2014 un 16,67% eran individuos de gran talla (20-25 cm), aunque la mayoría de los ejemplares censados (41,67%) fueron de talla grande (15-20 cm), y el resto (33,33%) de talla mediana (10-15 cm) o juveniles (5-10). En la campaña de este año 2015, la mayoría (75%) de los ejemplares censados pertenecen a la talla grande (15-20 cm) y muy grande (20-25 cm), mientras que el porcentaje restante (25%) son individuos de talla mediana (10-15 cm). No hay ejemplares de talla pequeña (5-10 cm) y juveniles (0-5 cm).

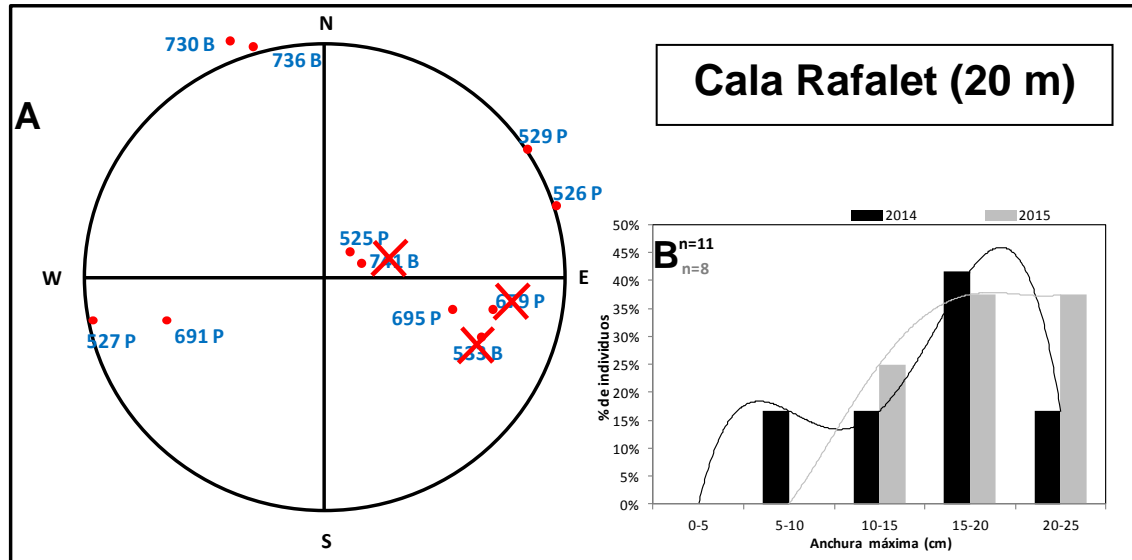


Figura 3.42. A) Parcela circular (área=113 m²), con los individuos marcados de *P. nobilis* en la estación de Cala Rrafalet, en la cota de 20 m (CR-20). Se presenta un esquema de la situación de los individuos en la parcela circular. B=individuo marcado con brida; P= individuo marcado con piqueta. Se han marcado con aspas rojas los individuos censados en 2014 que en 2015 se han hallado muertos o desaparecidos. B) Histograma de tallas de la población de *P. nobilis* en la parcela circular de la estación de Cala Rrafalet situada a 20 m de profundidad (CR-20). Se muestran las tallas de los individuos de 2014 (n= 11 individuos.) y las de 2015 (n= 8 individuos).

En la Figura 3.43 A, se presentan los individuos marcados en la parcela de la estación de la isla del Aire (IA-20). En 2014 se censó un número de individuos similar al resto de parcelas (n=9), y durante la campaña de 2015 se han encontrado menos ejemplares muertos o desaparecidos (n=9), sólo dos, y un juvenil que se ha asentado en este periodo. La mayoría de los ejemplares censados en 2014 (66,67%) pertenecían a la talla grande (15-20 cm), y el resto (33,33%) fueron de talla mediana (10-15 cm) (Figura 3.43 B). En la campaña de este año 2015, la mayoría (55,56%) de los ejemplares censados pertenecen a la talla grande (15-20 cm) y muy grande (20-25 cm), mientras que el porcentaje restante (44,44%) son individuos de talla mediana (10-15 cm) y pequeña (5-10 cm).

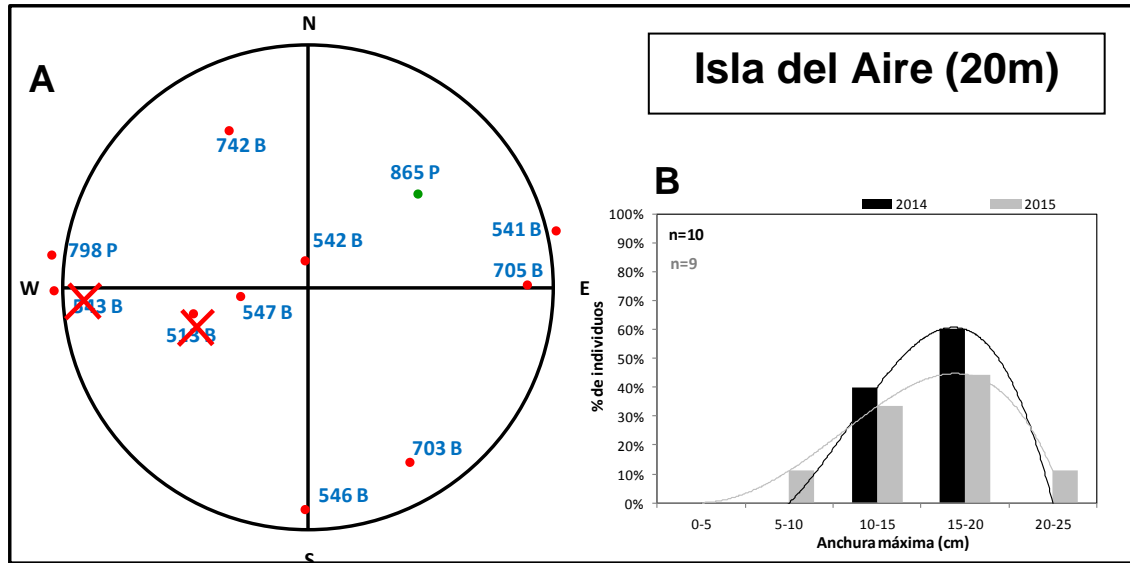


Figura 3.43. A) Parcela circular (área=113 m²), con los individuos marcados de *P. nobilis* en la estación de la isla del Aire en la cota de 20 m (IA-20). Se presenta un esquema de la situación de los individuos en la parcela circular. B=individuo marcado con brida; P= individuo marcado con piqueta. Se han marcado con aspas rojas los individuos censados en 2014 que en 2015 se han hallado muertos o desaparecidos. Los reclutas asentados en este periodo se muestran con un punto de color verde. B) Histograma de tallas de la población de *P. nobilis* en la parcela circular de la estación de la isla del Aire situada a 20 m de profundidad (IA-20). Se muestran las tallas de los individuos de 2014 (n= 10 individuos.) y las de 2015 (n= 9 individuos).

Tasas demográficas de *P. nobilis*

A partir de los censos que se han realizado en las parcelas permanentes ha sido posible la obtención preliminar de las tasas demográficas para cada una de las poblaciones de *P. nobilis* estudiadas en las dos cotas de profundidad. Como puede verse en la Tabla 3.15, en la cota somera las mayores tasas de mortalidad se encuentran en la estación de Alcaufar (AI-10) con una tasa de 0,90 año⁻¹. En cuanto a la tasa de reclutamiento, ha sido baja en todas las estaciones, los valores más altos se dan también en la estación de Alcaufar (AI-10) con una tasa de 0,22 año⁻¹. Los valores más bajos en la tasa de mortalidad y reclutamiento son los de la estación del Puerto de Maó (Po-10), que se mantiene con los mismos individuos que el año anterior.

Una vez obtenidas las tasas de mortalidad y reclutamiento, se puede calcular por diferencia, la tasa de crecimiento neto de la población para este periodo. Para la cota somera todas las estaciones, menos la del Puerto de Maó (Po-10), presentan valores negativos de crecimiento neto. En este caso la estación de Alcaufar (AI-10) es la que presenta el crecimiento neto más negativo con una tasa de -0,68 año⁻¹.



Tabla 3.15. Tasas demográficas anuales de las poblaciones de *P. nobilis* evaluadas. Tasa de mortalidad (año⁻¹), Tasa de Reclutamiento (año⁻¹) y Tasa de Crecimiento Neto (año⁻¹) para las parcelas de *P. nobilis* en las ocho estaciones muestreadas en el periodo 2014-2015 en las dos cotas de profundidad. Mo2-10: La Mola 2; Po-10: Puerto de Maó; Al-10: Alcaufar; IA-10: Isla del Aire; Mo2-20: La Mola 2; VB-20: Caló des Vi Blanc; AL-20: Alcaufar; IA-20: Isla del Aire. nd: no hay datos.

	Site	Prof	Year	Tasa de Mortalidad (año ⁻¹)	Tasa de Reclutamiento	Tasa de Crecimiento Neto (año ⁻¹)
Cotas someras (10 m)	Mo2-10	10	2014-15	0,28	0,05	-0,23
	Po.10	10	2014-15	0,00	0,00	0,00
	VB-10	10	2014-15	nd	nd	nd
	Al-10	10	2014-15	0,90	0,22	-0,68
	IA-10	10	2014-15	nd	nd	nd
Cotas profundas (20 m)	Mo2-20	20	2014-15	0,53	0,13	-0,40
	VB-20	20	2014-15	0,41	0,00	-0,41
	CR-20	20	2014-15	0,31	0,00	-0,31
	IA-20	20	2014-15	0,22	0,12	-0,11

En las estaciones de la cota profunda, los valores son similares en todas las estaciones, siendo la estación de La Mola2 (Mo2-20) la que presenta la mayor tasa de mortalidad (0,53 año⁻¹). La tasa de reclutamiento es menor que la tasa de mortalidad en todas las estaciones, siendo nula en dos de las cuatro estaciones, por lo que la tasa de crecimiento neto es negativa en todas las estaciones, siendo los valores más negativos en las estaciones de la Mola2 (Mo2-20) y el Caló des Vi Blanc (VB-20), con -0,40 y -0,41 año⁻¹ respectivamente.

Caracterización sedimentaria de la zona de estudio

Se seleccionaron 4 localidades, de las 8 localidades iniciales, en las que se han recogido muestras de sedimento en dos cotas de profundidad, somera (10 m) y profunda (20 m) en las dos fases de estudio, coincidiendo con las estaciones de caracterización de las comunidades bentónicas. Además en 2015, se han recogido muestras de sedimento en el límite inferior de la pradera en la estación del Caló des Vi Blanc (VB-30) por presentar aspecto diferente respecto al hallado en 2014 y al no hallarse las barras de señalización del límite inferior, se han recogido 3 cores que han servido para confirmar si procede del vertido.

- La Mola 2: estaciones Mo2-10 y Mo2.20
- Caló des Vi Blanc: estaciones VB-10, VB-20 y VB-30
- Alcaufar: estaciones AL-10 y Al-20
- Isla del Aire: estaciones IA-10 y IA-20.



Durante la campaña 2014 no se pudieron recoger todas las muestras de sedimento tal como como estaba previsto, porque en algunas de las estaciones la potencia del sedimento era muy pequeña y no fue posible la recogida. Las estaciones en las que no se pudieron recoger muestras de sedimento fueron: estación del Caló des Vi Blanc en la cota de 20 m (VB-20), y la estación de la isla del Aire en la cota de 10 m (IA-10). En cambio, para en el 2015, se ha podido recoger muestra de sedimento en todas las estaciones de muestreo. Además de todas las previstas se ha recogido muestra en el límite inferior de la pradera del Caló des Vi Blanc.

La composición granulométrica del sedimento para las 7 estaciones de muestreo se ha representado gráficamente en la Figura 3.44, para las fases antes y después del vertido de sedimento dragado.

En general en el área de estudio para las dos fases de estudio predominaron los sedimentos gruesos en todas las cotas, presentándose en porcentajes más elevados en las cotas someras que en las profundas a excepción del Puerto de Maó. La estación del Puerto de Maó (Po-10) es la que más difiere en composición granulométrica de todas ellas y es dónde se encuentra predominancia de sedimentos finos y muy finos, 66,09% en 2014 y un 45,8% en 2015. Los porcentajes de arenas gruesas y muy gruesas en cota somera, superaron el 80% del total del sedimento en las estaciones situadas en el centro y sur del área de estudio, Caló des Vi Blanc (VB-10) y Alcaufar (AL-10). La composición granulométrica al norte de la zona de estudio es sustancialmente diferente a las situadas al sur. En el norte predominan arenas medias, como en la estación de la Mola 2 (Mo2-10), donde encontramos el máximo porcentaje de este tipo de sedimento 46,58%, mientras que el porcentaje de arenas gruesas y muy gruesas se sitúa en un 56,73% en 2014 y un 46,56% en 2015.

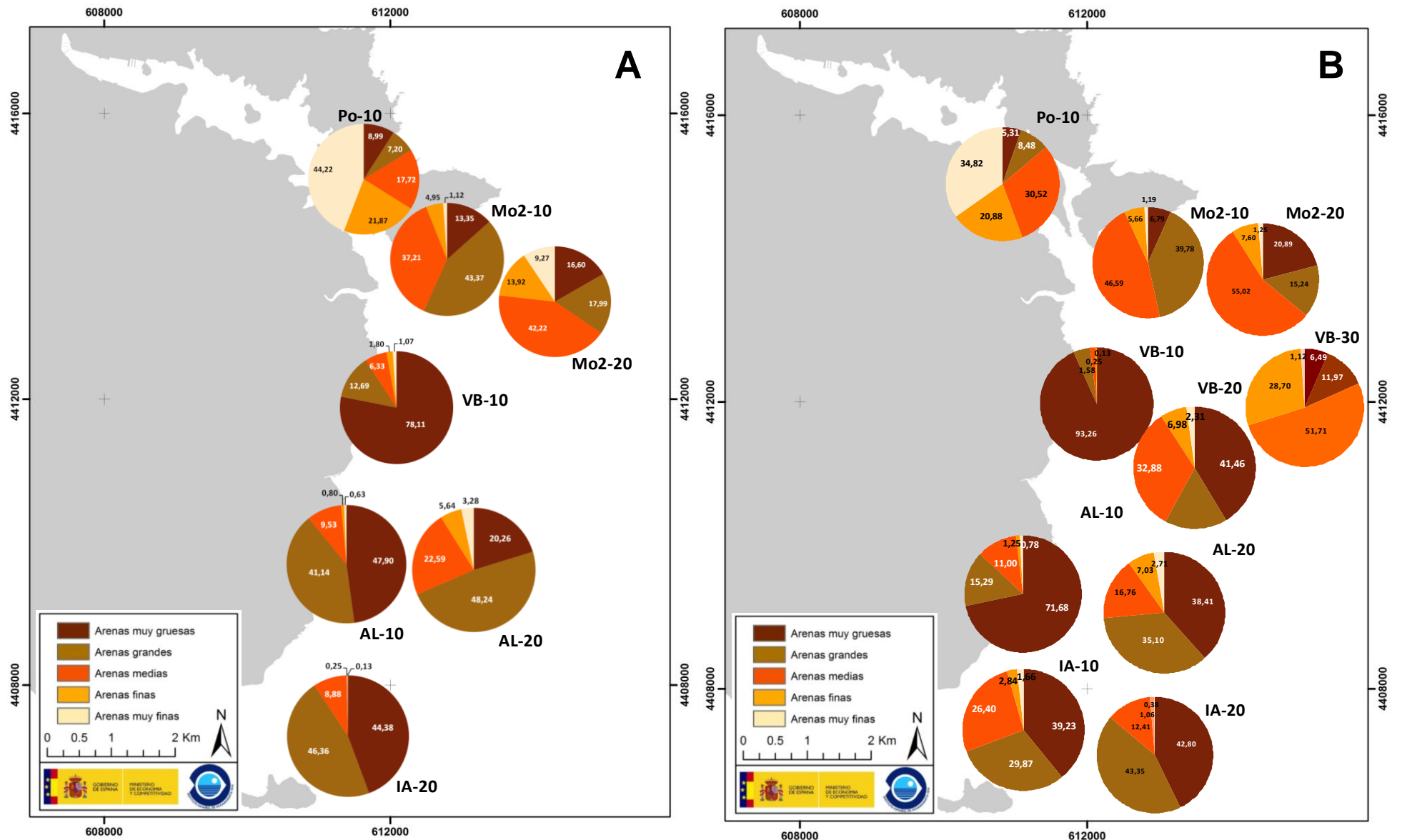


Figura 3.44. Análisis granulométrico del sedimento en las dos campañas realizadas. A: 2014. B: 2015. Porcentaje de cada fracción de sedimento según tamaño de grano (Buchanan 1984), para cada una de las estaciones en las que se recogieron muestras de sedimento. La Mola 2: Mo2-10 y Mo2-20; Puerto de Maó: Po-10; Caló des Vi Blanc: VB-10, VB-20 y VB-30; Alcaufar: AL-10 y AL-20; Isla del Aire: IA-10 y IA-20.



En la cota profunda, el sedimento, sigue teniendo un elevado porcentaje de sedimento grueso y muy grueso, que aumenta siguiendo el vector norte a sur, los valores máximos, 90,75% en 2014 y el 86,15% en 2015, se localizan en la isla del Aire (IA-20). Igual que en cotas someras, las estaciones situadas al norte, los valores de arenas gruesas y muy gruesas son más discretos. En las estaciones situadas al norte como La Mola 2 (Mo2-20), los sedimentos gruesos se limitan al 34,59% en 2014 y al 36,13% en 2015, dominando el sedimento medio (42,22% y 55,01% respectivamente para 2014 y 2015). La estación profunda del Caló del Vi Blanc (VB-30) es muy diferente al sedimento de las otras dos cotas de profundidad (20 y 10 m), ya que las fracciones de arenas gruesas y muy gruesas constutuyen sólo el 18,47%, mientras que éstas fracciones tienen una proporción mucho más elevada a 20 m (57,83%) y sobre todo a 10 m (98,04%). Su composición en arenas medias es similar a la de las estaciones de la zona norte, con un 51,71%, pero difiere de ellas por su elevada composición de arenas finas y muy finas (29,82%) (Figura 3.44).

Para los valores de granulometría de los sedimentos analizados se ha realizado un análisis multidimensional de escalas (MDS) y un análisis Cluster, para determinar la similitud entre las estaciones de muestreo y las diferencias interanuales en cada una de ellas. Los resultados para la granulometría del sedimento se presentan en la Figura 3.45.

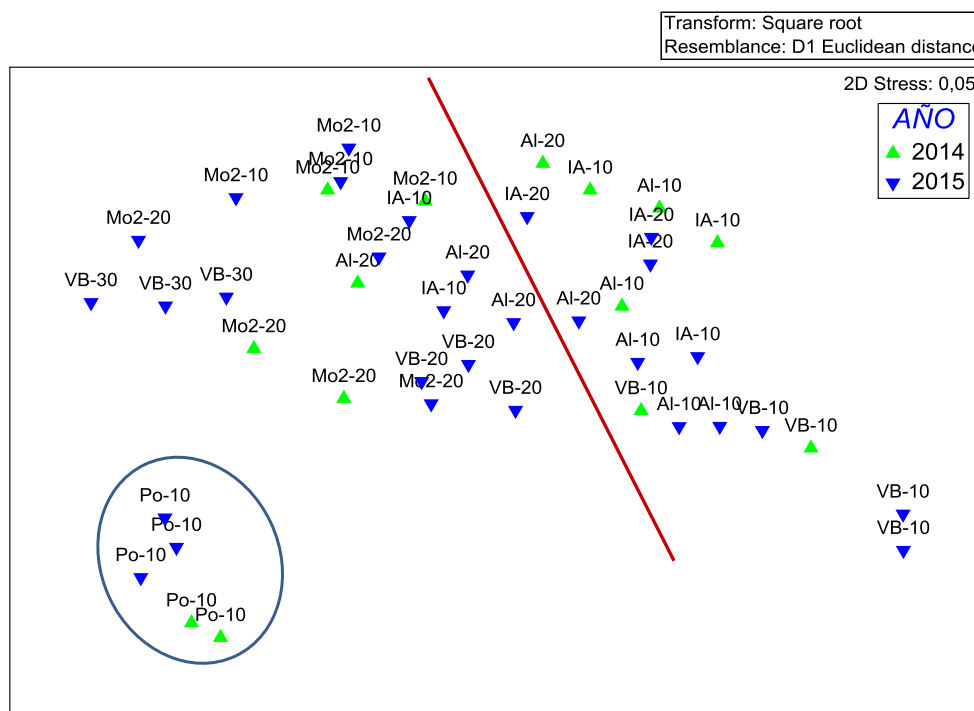


Figura 3.45. MDS de la granulometría del sedimento para cada una de las estaciones en las que se recogieron muestras de sedimento durante las campañas de 2014 y 2015. La Mola 2: Mo2-10 y Mo2-20; Puerto de Maó: Po-10; Caló des Vi Blanc: VB-10, VB-20 y VB-30; Alcaufar: AL-10 y AL-20; Isla del Aire: IA-10 y IA-20.



Los análisis efectuados muestran que en función de su similitud los sedimentos se asocian en tres grupos. Por un lado están los sedimentos del Puerto de Maó, que muestra una granulometría más diferenciada del resto de estaciones, tanto en las muestras tomadas en 2014, durante la fase de pre-dragado, como en las muestras recogidas en 2015, en la campaña post-dragado, con una elevada similitud interanual. El resto de estaciones se asocian en los otros dos grupos, por un lado las estaciones más septentrionales, Alcaufar (AI-10), isla del Aire (IA-10 y IA-20) y el Caló del Vi Blanc (VB-10), que poseen una mayor proporción de fracción gruesa. Por otro lado serían más similares las estaciones del norte, de la Mola2 (Mo2-10 y Mo2-20) con las estaciones profundas del Caló del Vi Blanc (VB-20 y VB-30) y Alcaufar (AI-20). Es importante destacar que en ninguna estación presenta en la granulometría del sedimento diferencias interanuales.

Caracterización de la columna de agua

Los resultados obtenidos de la caracterización de la columna de agua se presentan para cada uno de los parámetros medidos, por estación y para las dos fases de estudio. Se representan los perfiles de la zona costera de: Temperatura (Figuras 3.46 y 3.47), Turbidez (Figuras 3.48 y 3.49), pH (Figuras 3.50 y 3.51), Fluorescencia (Figuras 3.52 y 3.53), Salinidad (Figuras 3.54 y 3.55) y Oxígeno disuelto (Figuras 3.56 y 3.57). Los resultados complementan los datos hidrográficos incluidos en el informe “Caracterización ambiental de las masas de agua y las corrientes de la plataforma insular próxima al punto de vertido del dragado. Condiciones hidrográficas en enero de 2014” (López-Jurado *et al.*, 2014) en el que no se muestreó la zona costera, y también el que se ha realizado en la fase posterior al vertido en 2015. Los datos obtenidos muestran que la capa de mezcla se extiende desde la superficie hasta el fondo y los valores de todas las variables se encuentra en los rangos normales a principios de invierno.

En 2014 se realizaron perfiles en 3 cotas de profundidad (10, 20 y 30 m) en 3 de las 7 estaciones, de norte a sur, La Mola2, el Caló des Vi Blanc y Alcaufar. En las otras 4 estaciones se realizó un solo perfil en la cota de 20 m. Para el 2015 se ha ampliado el número de perfiles realizados a las 3 cotas (10, 20 y 30 m) en todas las estaciones salvo en la estación Cala Rafelet donde al no existir estación a cota 10 m tampoco se han realizado los perfiles para esta cota de profundidad.

En las Figuras 3.46 y 3.47, se muestran los perfiles verticales de Temperatura (°C) para todas las estaciones para los dos períodos de estudio. Los valores se sitúan alrededor de



los 13,3°C en 2014 y 14,3°C en 2015. En ambos años, se observa un mínimo subsuperficial entre 5 y 10 m aunque no es muy marcado.

En las Figuras 3.48 y 3.49, se muestran los perfiles verticales de Turbidez (NTU) para todas las estaciones para los dos períodos de estudio. Los valores en 2014 se situaron alrededor de los 0,2 NTU, para toda la columna de agua entre 0 y 30 m, dándose los máximos valores en superficie, con un valor máximo de 1,37 NTU, en la estación de La Mola 1. Los valores del 2015 en todas las estaciones oscilan entre 0,3 y 0,4 NTU en toda la columna de agua, y este año no se ha registrado ningún valor llamativo.

En las Figuras 3.50 y 3.51, se muestran los perfiles verticales de pH para todas las estaciones para los dos períodos de estudio. Los valores de 2014 se situaron alrededor de 8,2 para toda la columna de agua entre 0 y 30 m. En 2015 los valores fueron también similares y homogéneos para toda la columna de agua, y se sitúan en 8,65.

En las Figuras 3.52 y 3.53, se muestran los perfiles verticales de Fluorescencia (mg/m^3) para todas las estaciones para los dos períodos de estudio. En general los valores de fluorescencia aumentan en profundidad en la mayoría de estaciones. En 2014 destaca el perfil de la isla del Aire (IA), donde se observa un pico entre los 17 y 23 m de profundidad y se alcanzan valores máximos de $1,36 \text{ mg}/\text{m}^3$. Destaca también el perfil de 20 m de la estación del Caló des Vi Blanc en el que aparece un pico al final del perfil a 20 m, en el que se alcanza un valor máximo de $1,95 \text{ mg}/\text{m}^3$. Para los perfiles de 2015 los valores en todas las estaciones son algo menores en general, de $0,5 \text{ mg}/\text{m}^3$ en superficie y $1,2 \text{ mg}/\text{m}^3$ entre los 15 y 20 m.

En las Figuras 3.54 y 3.55, se muestran los perfiles verticales de Salinidad (psu) para todas las estaciones para los dos períodos de estudio. Los valores de 2014 se sitúan alrededor de 38 para toda la columna de agua entre 0 y 30 m, mientras que los del 2015 sólo alcanzan el 37,8.

En las Figuras 3.56 y 3.57, se muestran los perfiles verticales de Oxígeno disuelto (ml/l) para todas las estaciones para los dos períodos de estudio. Los valores en 2014 se situaron alrededor de los $5,4 \text{ ml}/\text{l}$, en un estrecho rango entre $5,03$ y $5,61 \text{ ml}/\text{l}$ para toda la columna de agua entre 0 y 30 m. En 2015 se observa que los perfiles costeros son más ricos en oxígeno disuelto, existiendo en todas las estaciones un máximo subsuperficial a los 2-3 m. con valores medio en esta profundidad de $5,62 \text{ ml}/\text{l}$. En profundidad, los valores se estabilizan alrededor de los $5,45 \text{ ml}/\text{l}$. Los valores más altos se observan en las estaciones de la Mola1 y el Puerto de Maó ($6 \text{ ml}/\text{l}$).

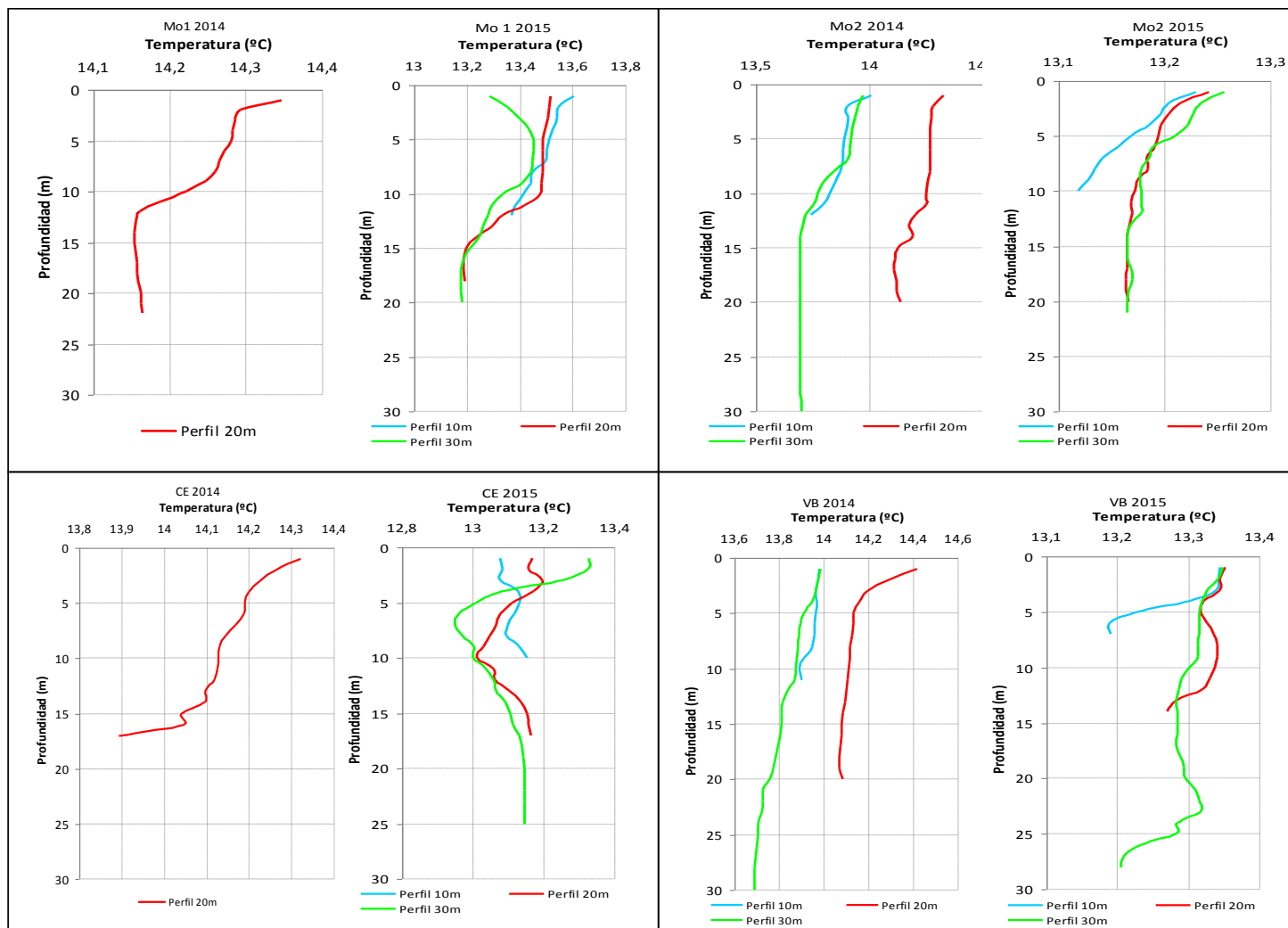


Figura 3.46. Caracterización de la columna de agua entre 0 y 30 m para la variable Temperatura (°C) para los dos periodos de estudio 2014 y 2015, en las estaciones de muestreo. Mo1: La Mola 1; Mo2: La Mola 2; CE: Cala Sant Esteve; VB: Caló des Vi Blanc.

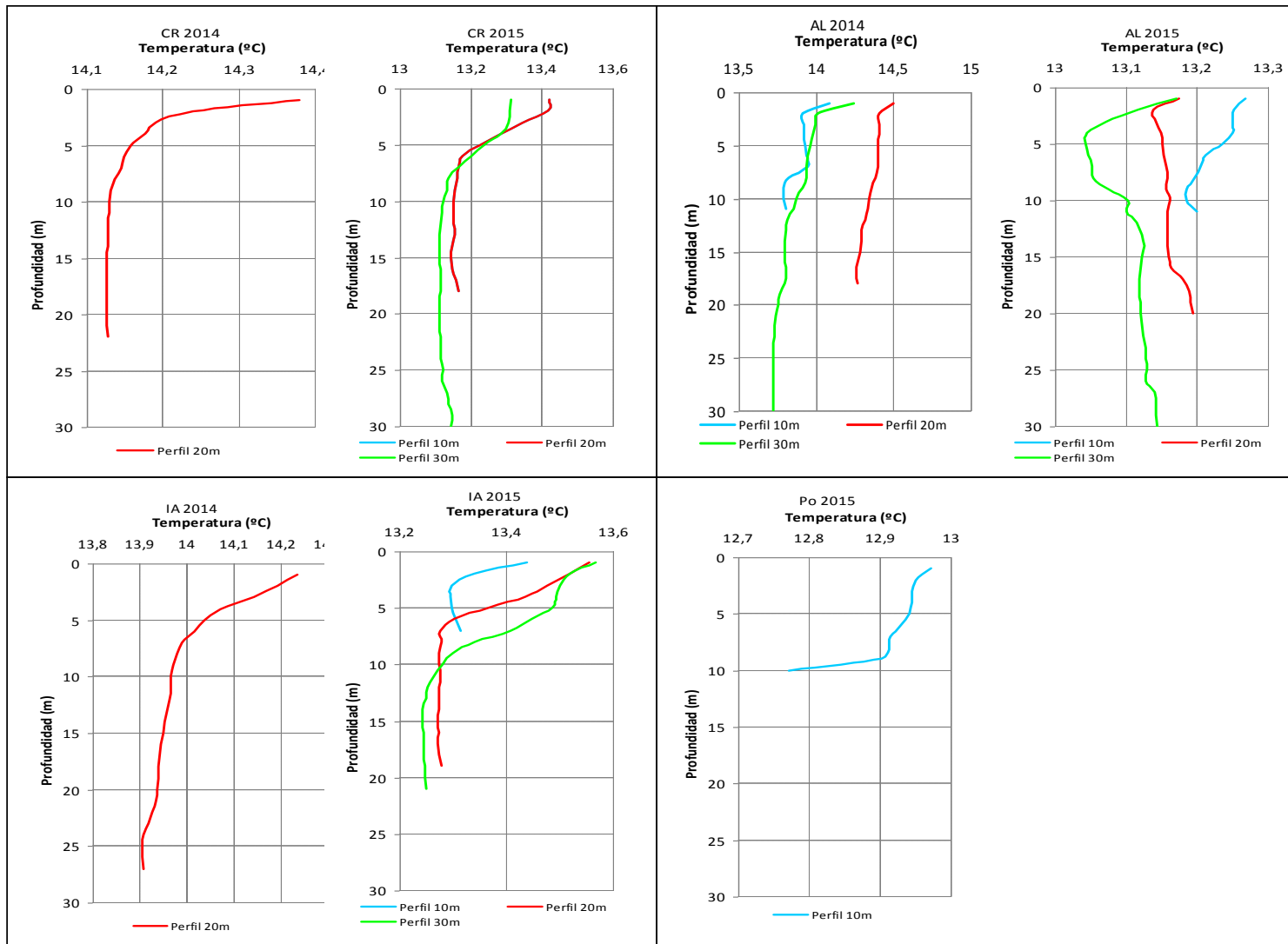


Figura 3.47. Caracterización de la columna de agua entre 0 y 30 m para la variable Temperatura (°C) para los dos periodos de estudio 2014 y 2015, en las estaciones de muestreo. CR: Cala Rafalet; AL: Alcaufar; IA: Isla del Aire y Po: Puerrto de Maó.

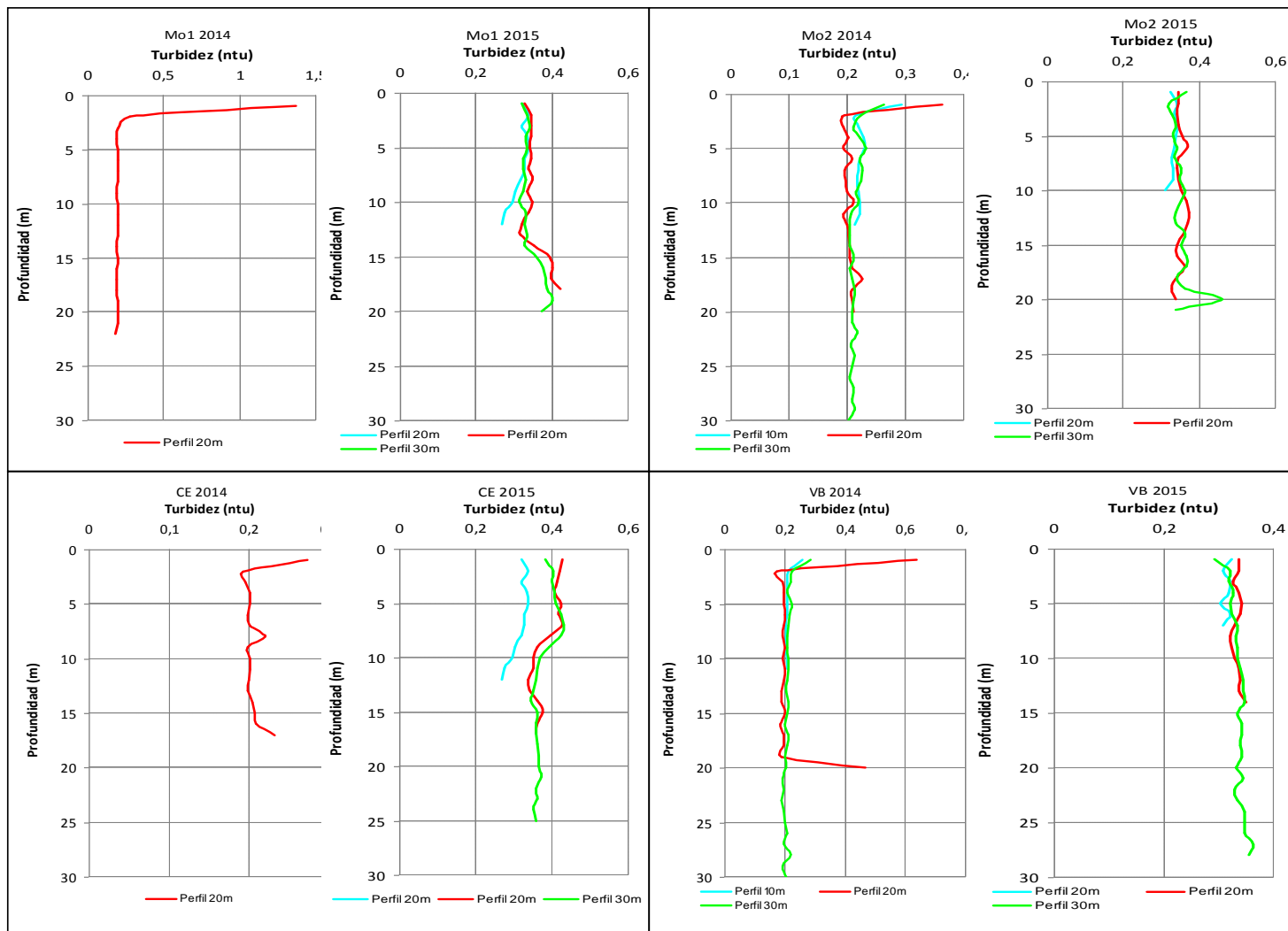


Figura 3.48. Caracterización de la columna de agua entre 0 y 30 m para la variable Turbidez (NTU), para los dos periodos de estudio 2014 y 2015, en las estaciones de muestreo. Mo1: La Mola 1; Mo2: La Mola 2; CE: Cala Sant Esteve; VB: Caló des Vi Blanc.

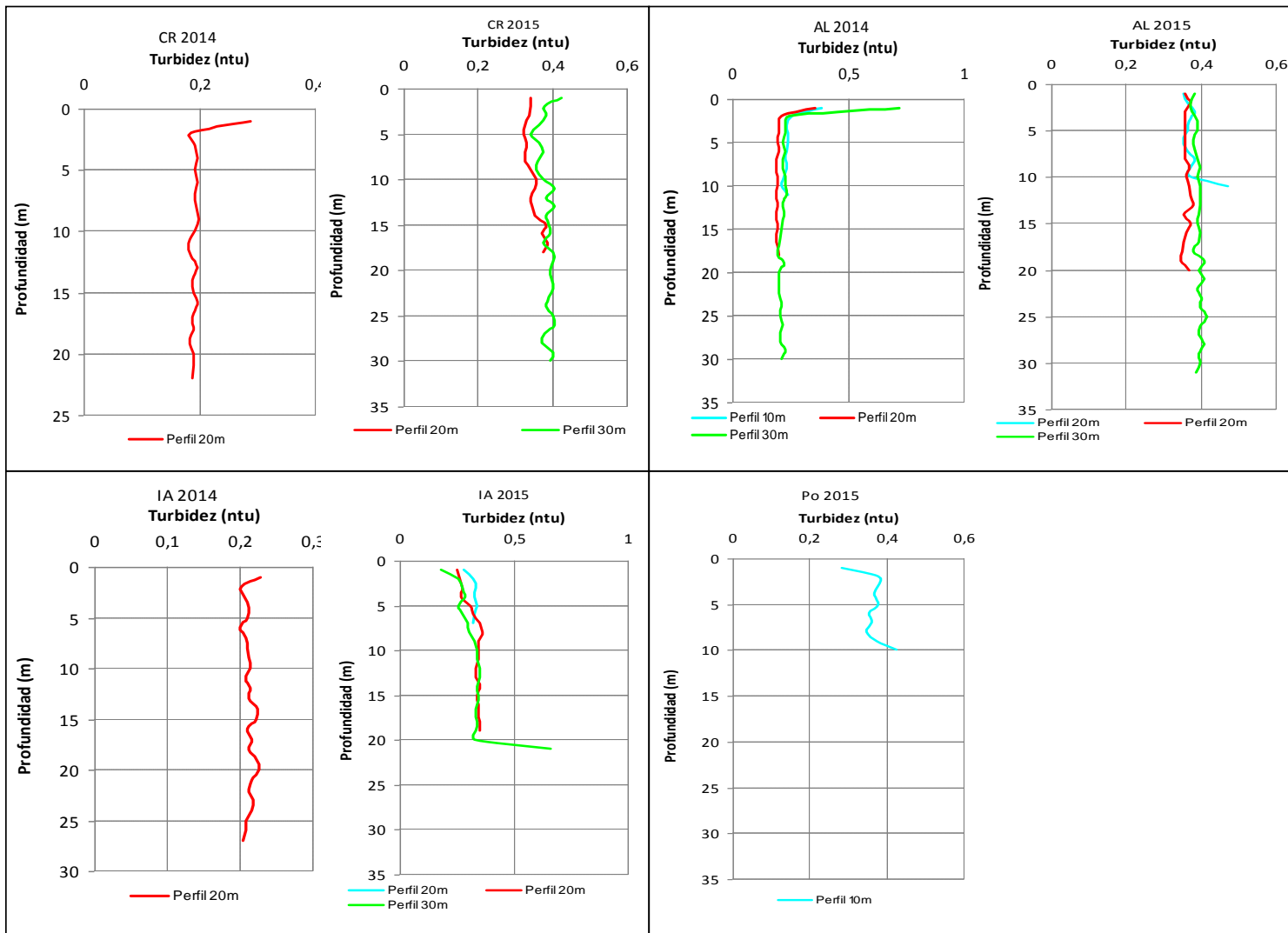


Figura 3.49. Caracterización de la columna de agua entre 0 y 30 m para la variable Turbidez (NTU), para los dos periodos de estudio 2014 y 2015, en las estaciones de muestreo: CR: Cala Rafalet; AL: Alcaufar; IA: Isla del Aire; Po: Puerto de Maó.

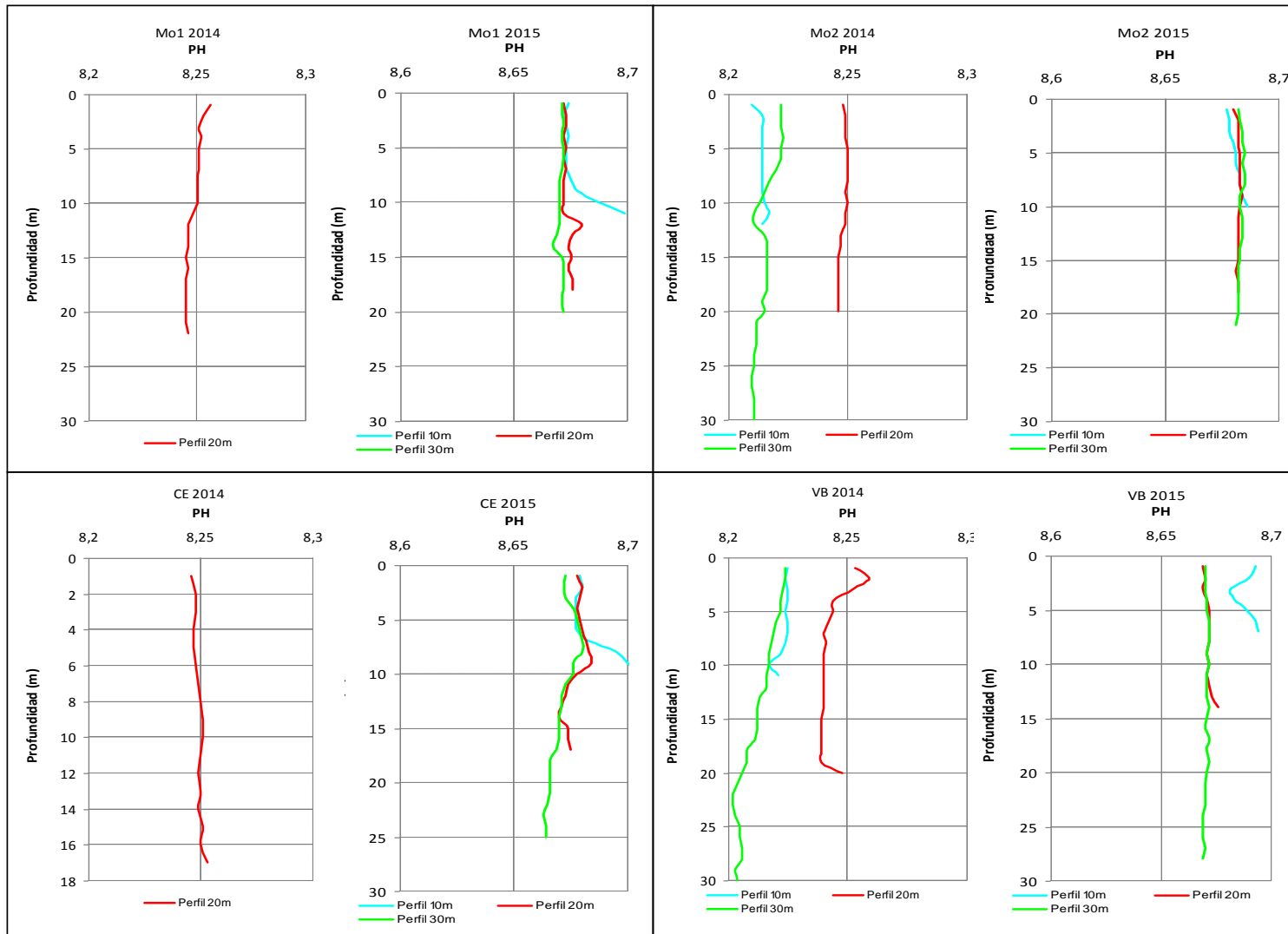


Figura 3.50. Caracterización de la columna de agua entre 0 y 30 m para la variable pH, para los dos periodos de estudio 2014 y 2015, en las estaciones de muestreo. Mo1: La Mola 1; Mo2: La Mola 2; CE: Cala Sant Esteve; VB: Caló des Vi Blanc.

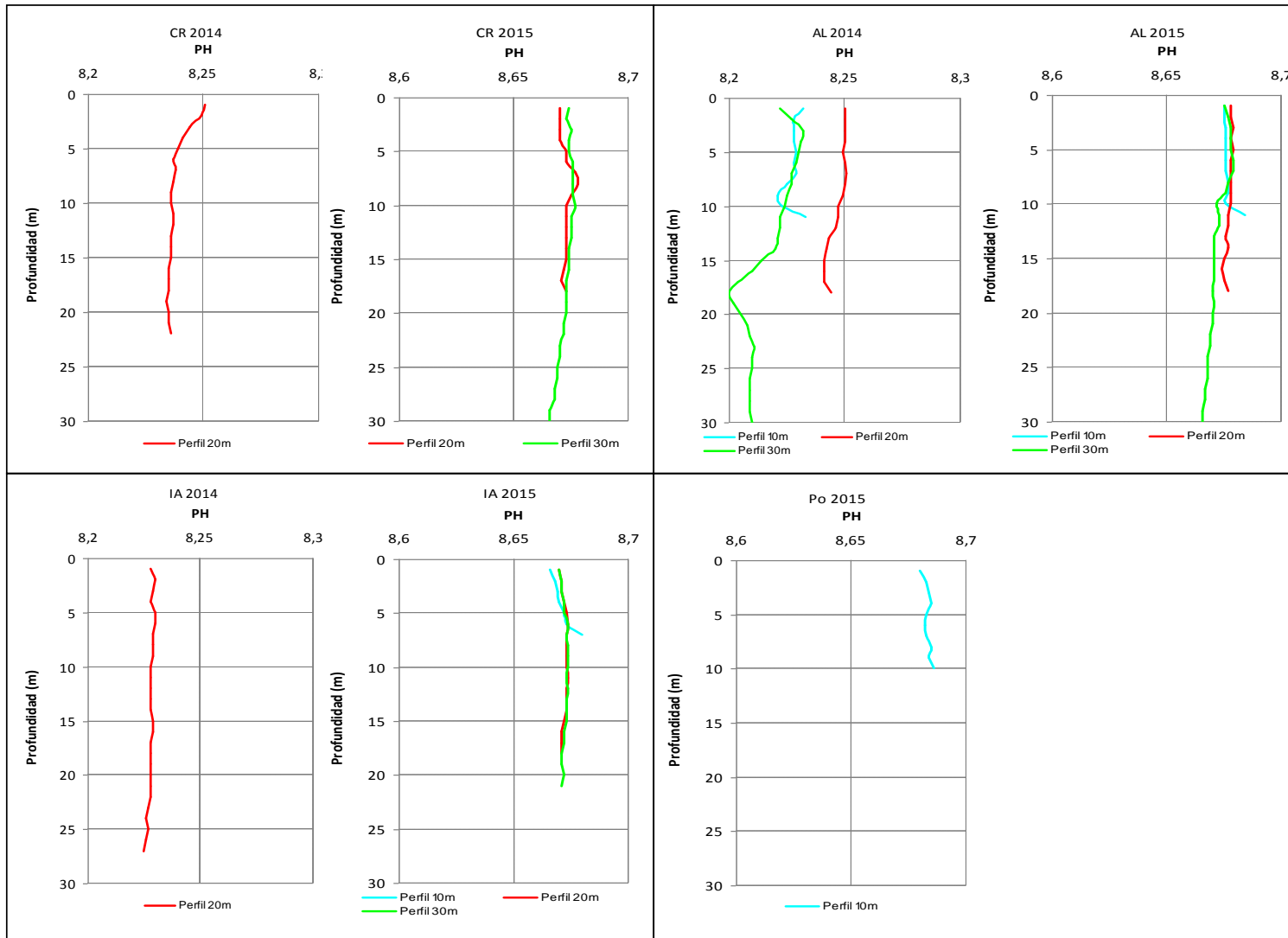


Figura 3.51. Caracterización de la columna de agua entre 0 y 30 m para la variable pH, para los dos periodos de estudio 2014 y 2015, en las estaciones de muestreo. CR: Cala Rifalet; AL: Alcafar; IA: Isla del Aire; Po: Puerto de Maó.

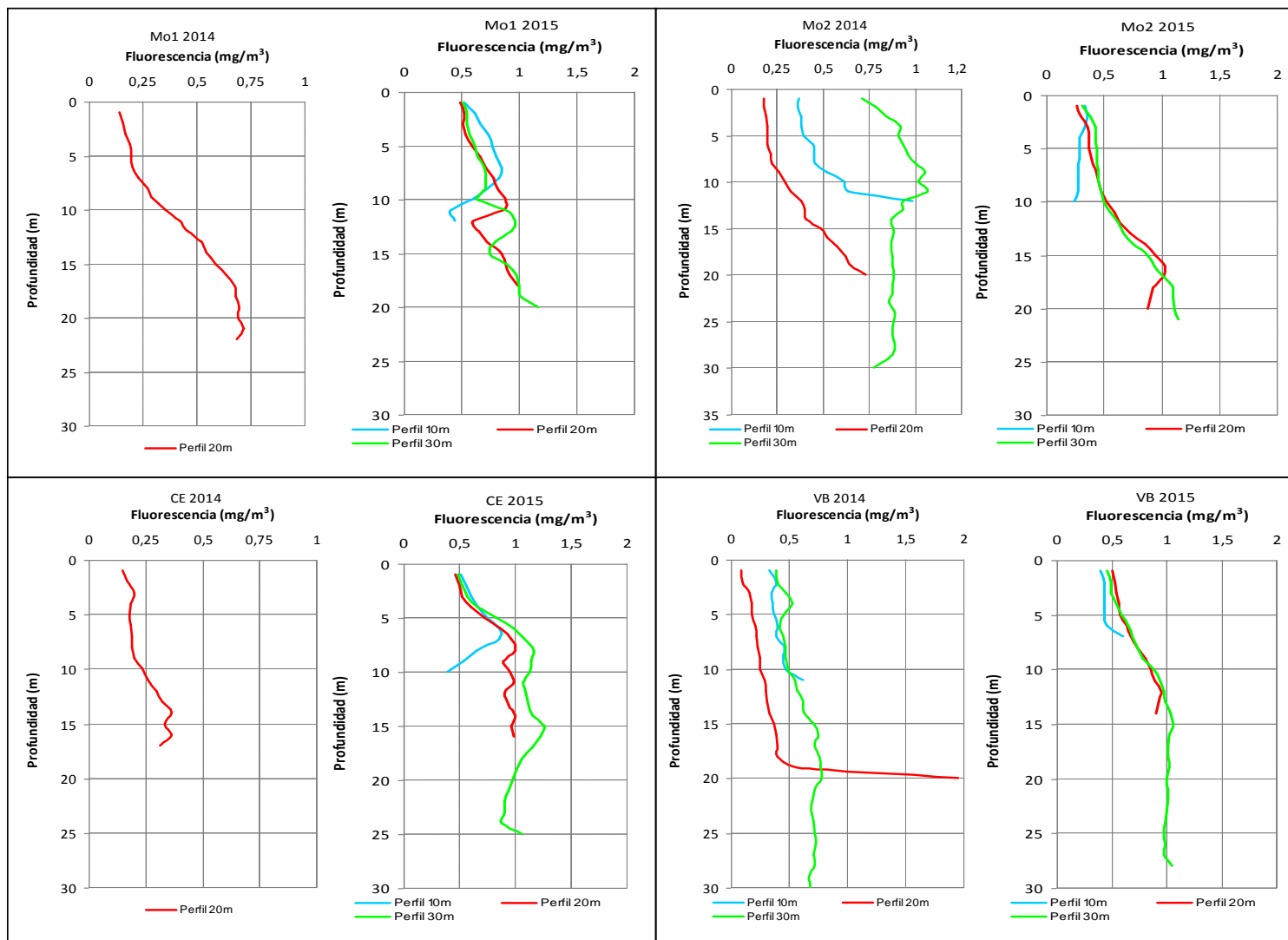


Figura 3.52. Caracterización de la columna de agua entre 0 y 30 m para la variable Fluorescencia (mg/m^3) para los dos periodos de estudio 2014 y 2015, en las estaciones de muestreo. Mo1: La Mola 1; Mo2: La Mola 2; CE: Cala Sant Esteve; VB: Caló des Vi Blanc.

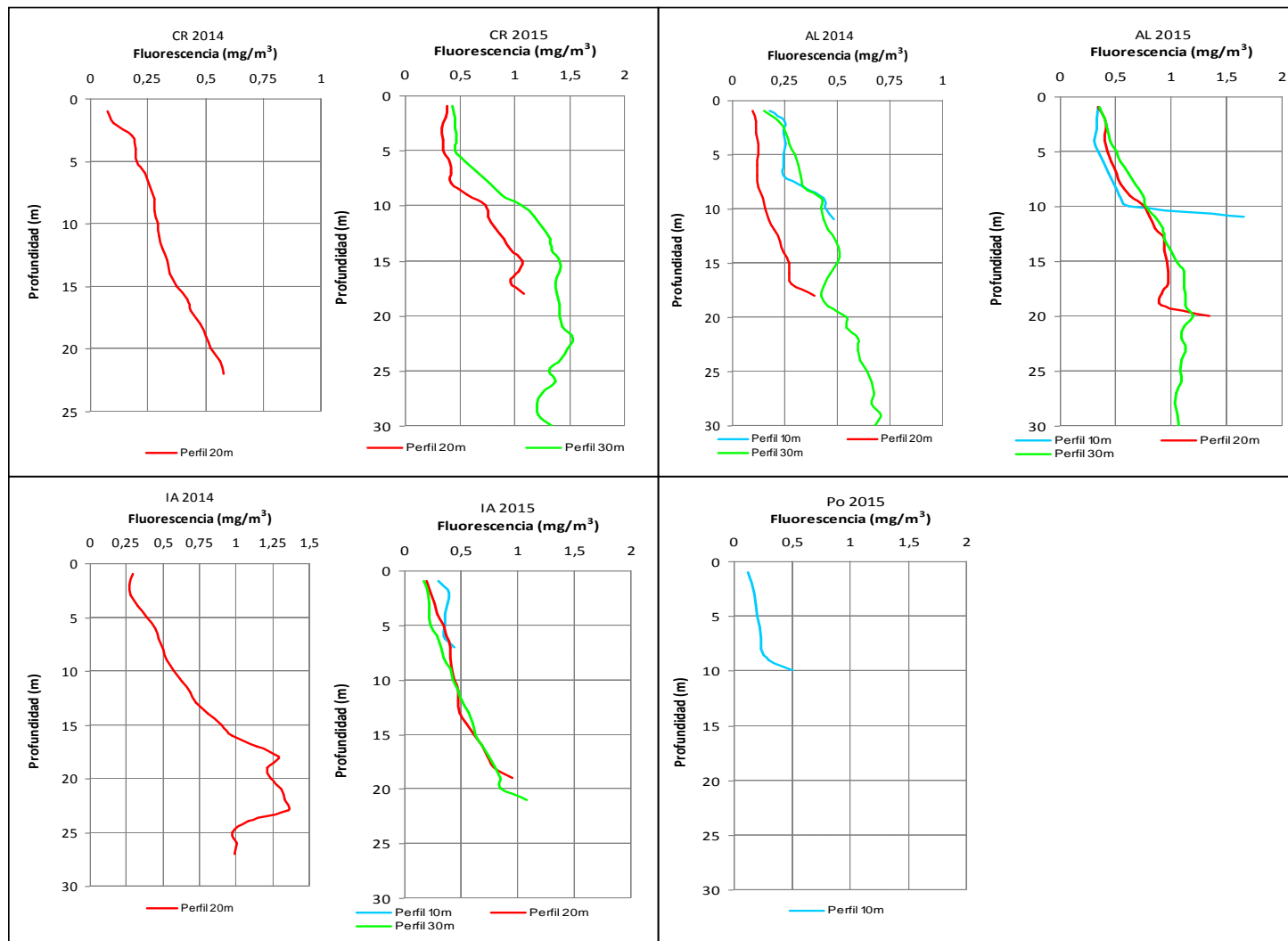


Figura 3.53. Caracterización de la columna de agua entre 10 y 30 m para la variable Fluorescencia (mg/m³), para los dos periodos de estudio 2014 y 2015, en las estaciones de muestreo. CR: Cala Rafalet; AL: Alcaufar; IA: Isla del Aire; Po: Puerto de Maó.

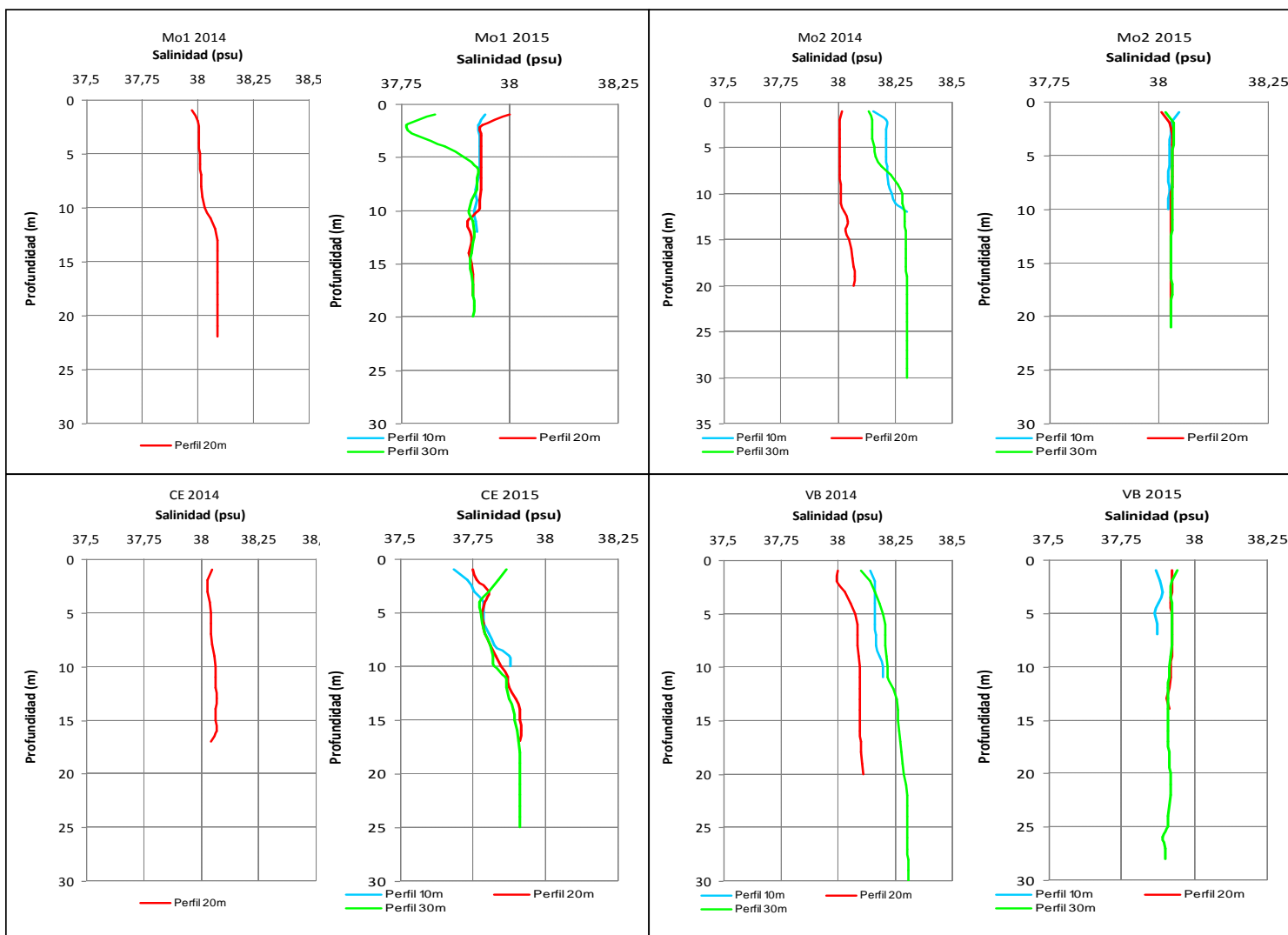


Figura 3.54. Caracterización de la columna de agua entre 0 y 30 m para la variable Salinidad (psu), para los dos periodos de estudio 2014 y 2015, en las estaciones de muestreo. Mo1: La Mola 1; Mo2: La Mola 2; CE: Cala Sant Esteve; VB: Caló des Vi Blanc.

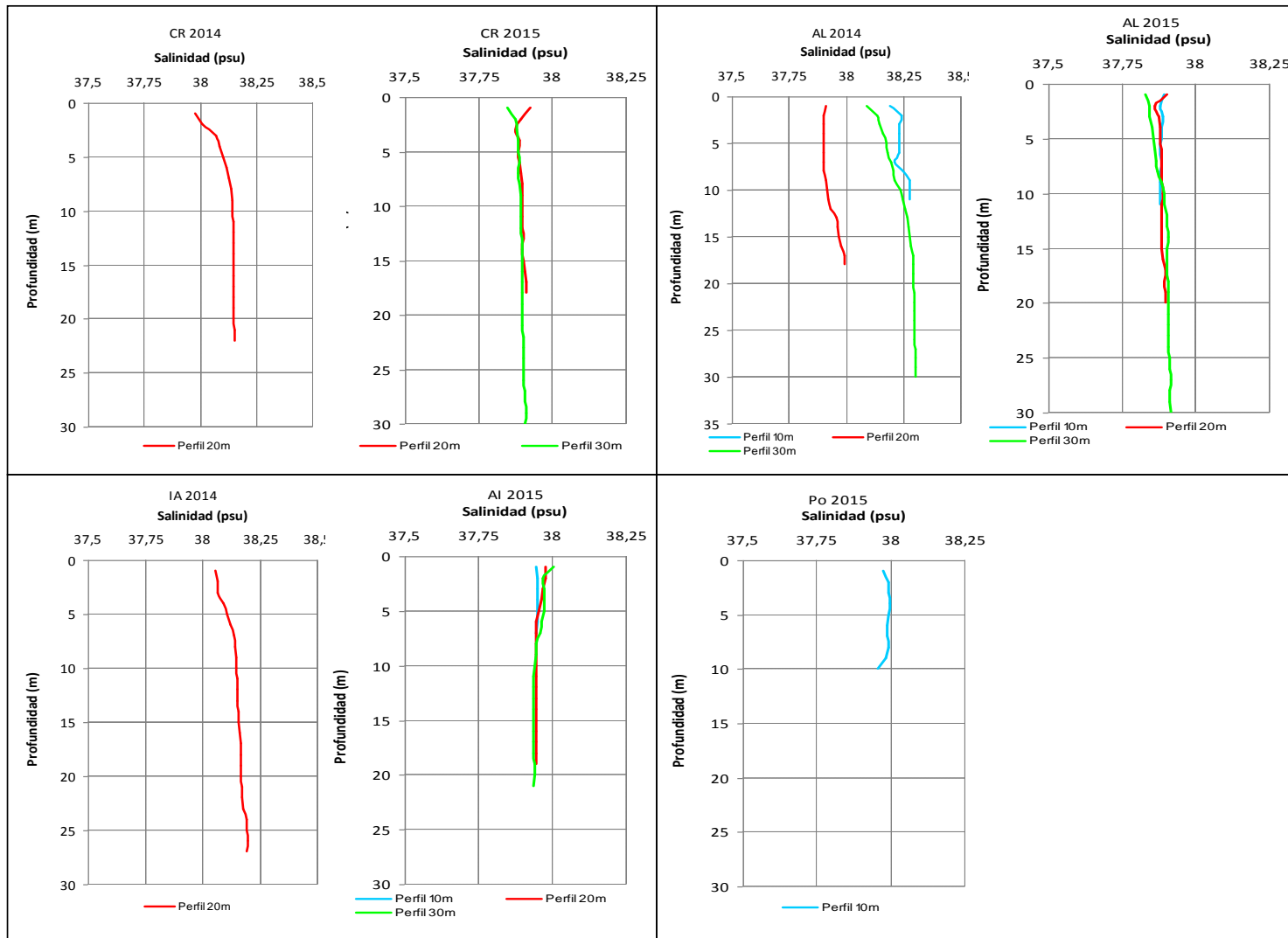


Figura 3.55. Caracterización de la columna de agua entre 0 y 30 m para la variable Salinidad (psu) para los dos periodos de estudio 2014 y 2015, en las estaciones de muestreo. CR: Cala Rafelet; AL: Alcaufar; IA: Isla del Aire; Po: Puerto de Maó.

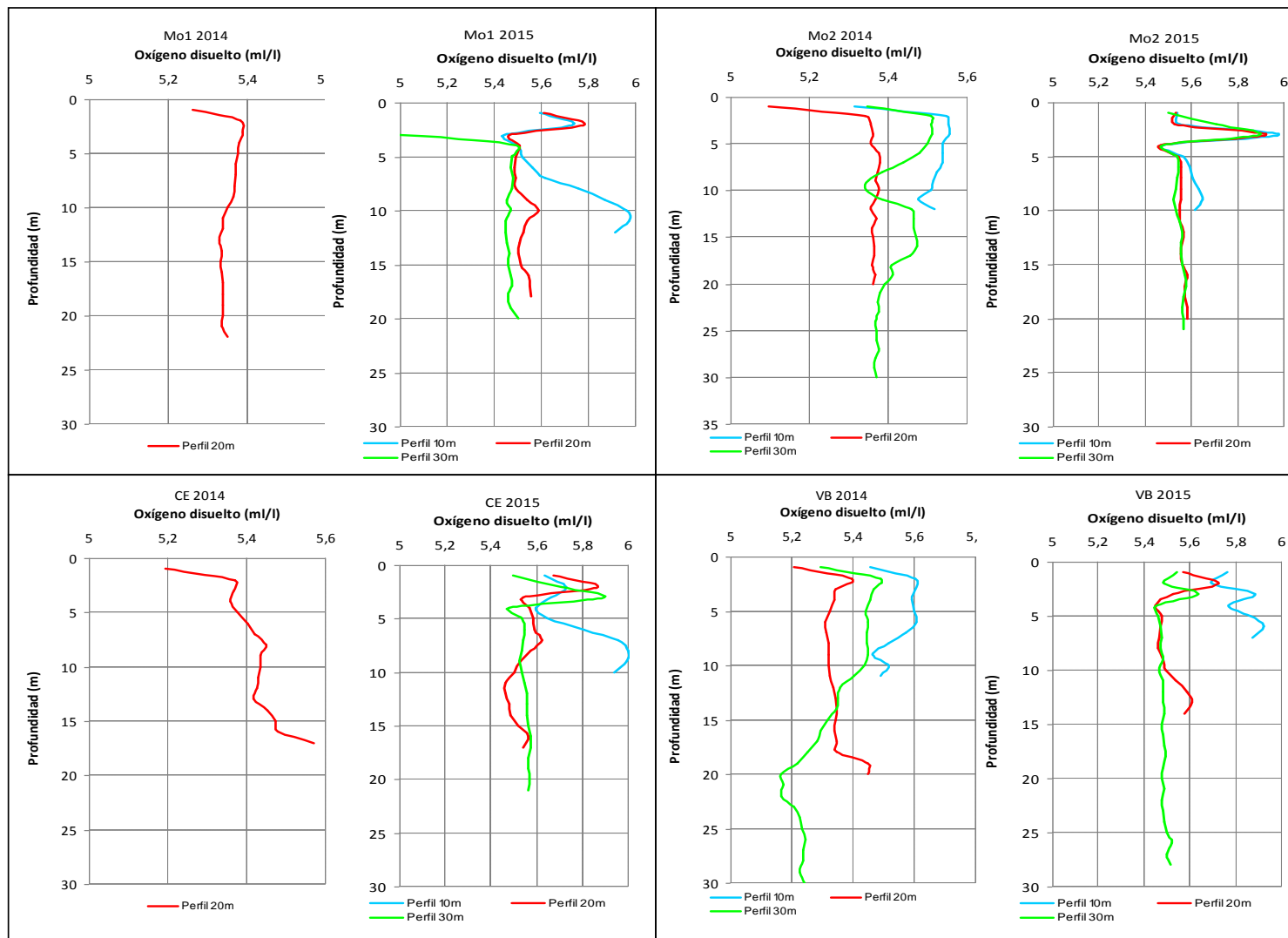


Figura 3.56. Caracterización de la columna de agua entre 0 y 30 m para la variable Oxígeno disuelto (ml/l) para los dos periodos de estudio 2014 y 2015, en las estaciones de muestreo. Mo1: La Mola 1; Mo2: La Mola 2; CE: Cala Sant Esteve; VB: Caló des Vi Blanc.

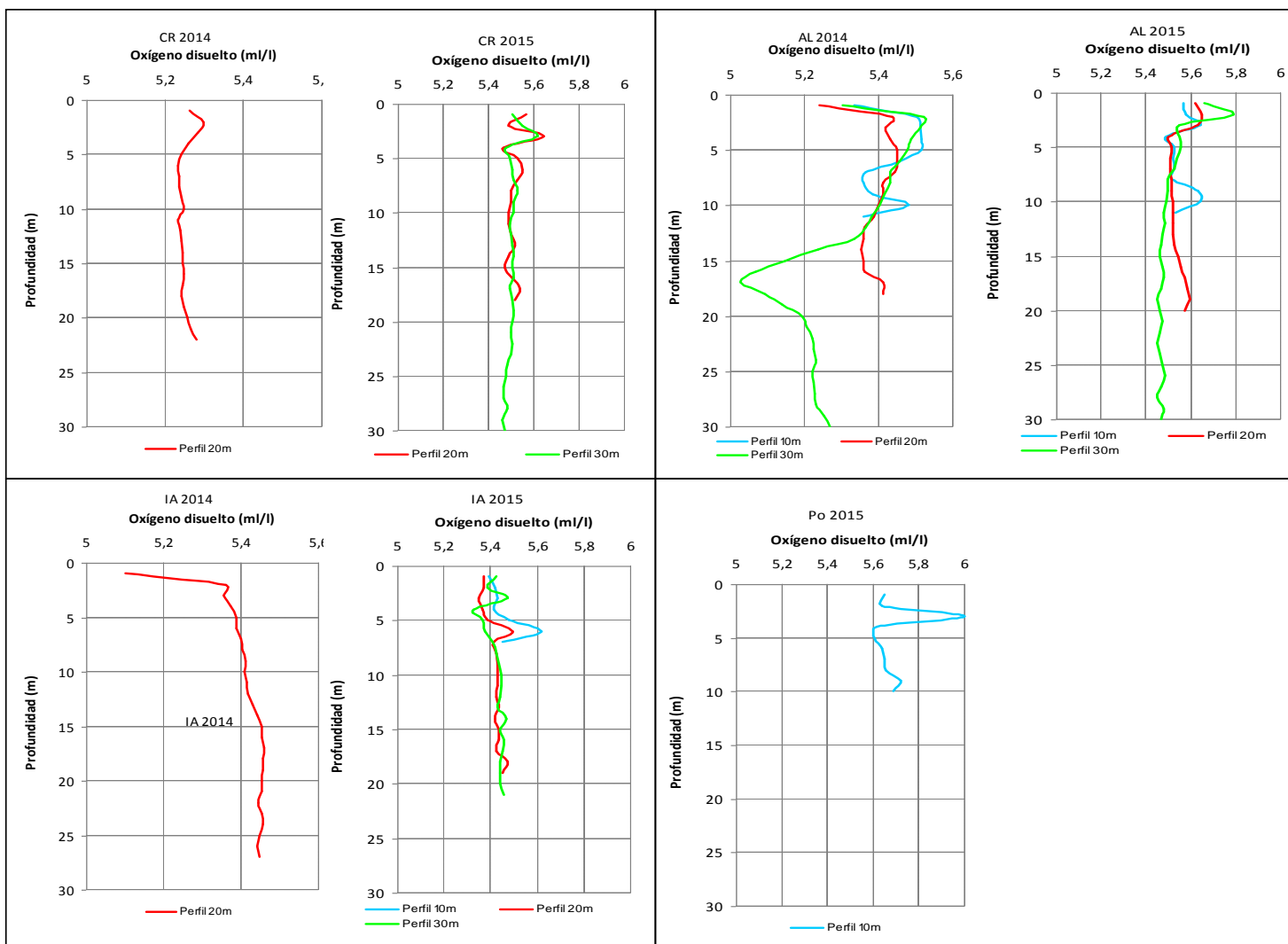


Figura 3.57. Caracterización de la columna de agua entre 0 y 30 m para la variable Oxígeno disuelto (mg/l), para los dos periodos de estudio 2014 y 2015, en las estaciones de muestreo..CR: Cala Rafelet; AL: Alcaufar; IA: Isla del Aire; Po: Puerto de Maó.



3.4. DISCUSIÓN

En este apartado se van a integrar los resultados obtenidos en las campañas de 2014 (fase pre-dragado) y 2015 (fase post-dragado), para todos los descriptores de las comunidades bentónicas evaluadas, para analizar el posible impacto que ha podido tener el vertido de los sedimentos del dragado del Puerto de Maó en el área de influencia.

Praderas de *Posidonia oceanica*

Límite inferior de la pradera

P. oceanica es una fanerógama marina endémica del Mediterráneo que forma extensas praderas desde la superficie hasta los 40 m de profundidad, constituyendo el ecosistema costero dominante y más productivo del Mediterráneo (Boudouresque *et al.*, 2006; Montefalcone, 2009). Debido a sus requerimientos de luz y calidad de sedimento, las fanerógamas marinas son sistemas muy sensibles a cambios asociados a la degradación de su hábitat natural (Montefalcone *et al.*, 2010). Su localización en zonas costeras, las hace especialmente sensibles a impactos de origen antrópico, que conlleva frecuentemente la pérdida y fragmentación del hábitat (Tanner, 2005). Las construcciones costeras, como los dragados y vertidos de estos sedimentos en zonas cercanas a praderas de *P. oceanica*, pueden alterar los procesos sedimentarios locales, produciendo un enterramiento de la pradera (Ruiz y Romero 2003; Cabaço *et al.*, 2008). En este sentido el estudio del límite inferior de la pradera ha sido uno de los descriptores que se ha llevado a cabo en el presente estudio. En el área de estudio el límite inferior de la pradera de *P. oceanica* presenta una tendencia a aumentar en profundidad a medida que nos desplazamos hacia el sur. Como se describe en el informe de la fase de pre-dragado de 2014 (Deudero *et al.*, 2014a), las estaciones situadas más al norte, como las dos de La Mola, son las que poseen los límites inferiores a menor profundidad, alrededor de la cota de 20 m, ya que se hallan afectadas por la corriente geostrofica superficial que discurre de norte a sur, como se comprobó en la campaña hidrográfica de 2014 (López-Jurado *et al.*, 2014). Las praderas de las estaciones situadas más al sur, como Cala Rafalet y sobre todo Alcaufar tienen el límite inferior en cotas superiores a 30 m de profundidad, 32 y 35 m respectivamente, aunque el límite de la isla del Aire, a una profundidad de 22 m, también parece limitado por el elevado hidrodinamismo presente en esta zona cercana al canal. La estación del Caló del Vi Blanc, que es la estación más próxima al vertido, ha sufrido los efectos de este elevado hidrodinamismo, y se han



perdido las estacas que marcaban el límite inferior. El límite presenta la misma apariencia que en 2014, con pradera sobre fondo rocoso que limita con la arena, por lo que al igual que el resto de estaciones no parece haber retrocedido. Para confirmar este resultado se ha contactado con el grupo que está llevado a cabo el estudio hidrográfico y batimétrico en el área de estudio, que ha confirmado que no se ha producido variación en la altura del sedimento en esta estación. Así pues el vertido de sedimentos del dragado no ha tenido efecto sobre el límite inferior de la pradera en ninguna de las estaciones analizadas. El límite inferior de la pradera se ha localizado con éxito y no se ha producido ningún tipo de retroceso del mismo.

Dinámica poblacional de haces de *P. oceanica*

Para analizar los resultados obtenidos para el resto de descriptores de la pradera de *P. oceanica* se han tenido en cuenta, además de diversos artículos científicos, los datos recopilados por la Red de vigilancia de praderas de *P. oceanica* de Baleares (Álvarez y Grau, 2011), que ha recopilado datos desde el año 2002 en diferentes estaciones de Baleares y evaluado los mismos descriptores para las praderas de *P. oceanica*. Para la evaluación de la dinámica de poblaciones de los haces en concreto, se han seleccionado las estaciones de la Xarxa de Posidònia (Álvarez y Grau, 2011) más similares a la pradera de estudio, en cuanto a profundidad (10 y 20 m), mientras que a diferencia de lo que ocurre con la densidad no ha sido posible que sea en similar ubicación, ya que no se ha analizado este descriptor en ninguna estación de Menorca. Lo mismo ocurre con el resto de la bibliografía consultada para este descriptor, por lo que se comparan las estaciones del área de estudio con otras poblaciones de Baleares (Tabla 3.16).

El seguimiento demográfico, en particular los de *P. oceanica* a causa de su lento crecimiento, necesitan una serie temporal relativamente larga a la hora de establecer conclusiones sobre las tendencias evolutivas de las praderas. Sin embargo, las parcelas de demografía son herramientas muy útiles a la hora de detectar tasas de mortalidad anormales en un periodo corto de tiempo, como demuestran los trabajos que se han llevado a cabo sobre el impacto de jaulas de acuicultura sobre praderas de *P. oceanica* (Díaz-Almela *et al.*, 2008). En este caso los valores de la tasa de crecimiento neto, resultado de la diferencia entre mortalidad y reclutamiento, que se han calculado para las estaciones evaluadas, tanto en las estaciones someras como en las profundas, señalan que son similares a los hallados en otras localidades de Baleares. De hecho se ha producido un crecimiento positivo de la población en la mitad de las estaciones



evaluadas, como muestra también el porcentaje de variación de la densidad de haces respecto a la densidad inicial (Tabla 3.16).

Tabla 3.16. Crecimiento neto ($\text{año}^{-1} \pm$ error estándar) de la población de haces de *P. oceanica* para las estaciones evaluadas y otras localidades consultadas en la bibliografía, y variación de la densidad de haces en el periodo 2014-15 (%). Se distinguen las estaciones de praderas someras (10 m) y las estaciones praderas profundas (20 m). SE: error estándar; nd: no hay datos. *Xarxa de Posidònia de Balears (Álvarez y Grau, 2011). + Marbà *et al.*, 2005.

	Localidad	Tasa de Crecimiento neto (año^{-1})	Variación de la Densidad de haces
Praderas someras (10m)	* C. Tuent	-0,07±0,08	92,18%
	* Illot Cargolet	-0,02±0,06	110,10%
	+ Es Castell	-0,16±0,08	nd
	Mo1-10	-0,1±0,19	91,07%
	Mo2-10	nd	nd
	Po-10	0,01±0,07	117,48%
	CE-10	-0,04±0,22	99,67%
	VB-10	-0,01±0,24	105,42%
	AL-10	0,03±0,03	102,97%
	IA-10	-0,15±0,04	86,74%
Praderas profundas (20m)	* C. Figuera	-0,018±0,017	101,67%
	* Illa Sec	0,005±0,03	107,17%
	+ Es Castell	-0,01±0,01	nd
	Mo2-20	0,09±0,13	106,98%
	VB-20	0±0,1	98,59%
	AL-20	0,16±0,19	117,71%
	IA-20	-0,06±0,06	93,73%

Por el contrario, localidades que se hayan sometidas a impacto, como el que puede ser el de jaulas de acuicultura, y evaluadas de igual forma, muestran unas tasas de crecimiento neto con valores negativos ($-0,46$ a $-3,06 \text{ año}^{-1}$) (Díaz-Almela *et al.*, 2008), superiores a los hallados en las estaciones evaluadas. Así pues el seguimiento de la dinámica poblacional de haces de *P. oceanica* que se ha llevado a cabo en el área de estudio señala que en ninguna de las estaciones evaluadas en las cotas de 10 y 20 m, se ha producido mortalidad asociada a un impacto por el vertido de sedimentos del puerto de Maó.

Densidad de haces de *P. oceanica*

La densidad de haces evaluada en las parcelas presenta resultados similares a la dinámica poblacional de haces. Como en el descriptor anterior, se han utilizado los valores de la Xarxa de Posidònia (Álvarez y Grau, 2011), que posee datos de densidad



de haces de la zona de estudio que sirven como valores de referencia para compararlos con los obtenidos en el presente estudio. Se ha elaborado la Tabla 3.17 con un resumen de los valores de los dos descriptores de la pradera (densidad de haces y límite inferior) analizados en las estaciones, que pueden ser comparados con los datos encontrados en la bibliografía.

Los valores de densidad de haces de las estaciones de la Xarxa de Posidònia que se presentan, son una media de los valores obtenidos en el seguimiento anual entre los años 2004 y 2010. Dos de las estaciones analizadas en el presente estudio, Cala Sant Esteve y el Puerto de Maó, son las mismas zonas en las que se realizaba el seguimiento de la pradera de *P. oceanica* por la Xarxa de Posidònia, y que se han utilizado como referencia.

Tabla 3.17. Se presentan valores consultados en la bibliografía de localidades de Menorca y valores de los descriptores de las estaciones de *P. oceanica* del área de estudio de las dos campañas 2014 y 2015 (Mo1-10, Mo2-10, Mo2-20, Po-10, CE-10, VB-10, VB-20, AL-10, AI-20, IA-10 y IA-20). Valores de Densidad máxima de haces (n° haces/m² ± error típico). Profundidad del límite inferior de la pradera de *P. oceanica*. * Estaciones de la Xarxa de Posidònia (Álvarez y Grau, 2011).

	Localidad	Densidad de haces (haces/m ²)			Limite inferior (m)
		2004-09	2014	2015	
Praderas someras (10m)	* Cala S.Esteve	651.19±146.46	-	-	27
	* Port Mahón	226.67±43.32	-	-	12
	* Addaia	772.79±60.04	-	-	28
	Mo1-10	-	634,67±1,33	578,00±63,69	20
	Mo2-10	-	682,67±64,68	nd	23
	Po-10	-	301,33±50,93	236,00±118,14	11
	CE-10	-	604,00±14,05	602,00±73,48	26.5
	VB-10	-	565,33±29,69	596,00±114,301	30.1
	AL-10	-	717,33±11,62	738,67±25,75	35
	IA-10	-	633,33±73,77	549,33±79,14	22
Praderas profundas (20m)	Cala S.Esteve	439.72±80.89	-	-	27
	Addaia	433.11±79.98	-	-	28
	Mo2-20	-	344,00±52,00	368,00±52,26	23
	VB-20	-	473,33±50,93	466,67±22,67	30.1
	AL-20	-	452,00±40,07	425,33±36,83	35
	IA-20	-	361,33±29,77	338,67±9,33	22

Las praderas de *P. oceanica* de la zona de estudio no han presentado ningún cambio significativo en todas las estaciones y en las dos cotas de profundidad, entre los dos muestreos en la densidad de haces, por lo que el vertido del material de dragado del Puerto de Maó no parece haber afectado a este descriptor. La densidad de haces de las estaciones, a excepción del Puerto de Maó, tienen densidades que no presentan



diferencias significativas entre sí entre años y son similares a las encontradas en las estaciones de referencia de Cala Sant Esteve y Addaia (Tabla 3.17). Como ya se describió en los muestreos de 2014, la estación del Puerto de Maó presenta valores de densidad menores que el resto de estaciones, en los dos periodos de estudio, aunque estos valores son similares a los que ya se han registrado con anterioridad en esta zona, como puede verse por los valores de la Tabla 3.16. Los valores de densidad de haces en la estación del Puerto de Maó presentan una media de $226,67 \pm 43,32$ haces/m² (Figura 3.19). Por su situación en una zona resguardada de la bocana del puerto, presenta unas condiciones diferentes al resto de estaciones someras, con un mayor aporte sedimentario sobre todo de la fracción fina. Estos resultados se complementan con los obtenidos en el análisis de la granulometría del sedimento (Figura 3.44).

Caracterización granulométrica del sedimento

Durante la campaña de 2014 previa al dragado, la estación del Puerto de Maó ya presentaba en el sedimento una elevada proporción (66,09%) perteneciente a las fracciones finas y muy finas. En 2015 el análisis del sedimento revela que la granulometría es muy similar a los valores de 2014, con una proporción de más de la mitad perteneciente a las fracciones finas y muy finas (55,70%), y siendo ambas muy similares entre sí (Figura 3.45), por lo que no ha habido cambios en los valores granulométricos del sedimento a causa del vertido del material del dragado. Lo mismo ha ocurrido en el resto de estaciones en cuanto a los valores del sedimento. No se han encontrado diferencias en la composición granulométrica del sedimento entre la fase previa al vertido en 2014 y la fase posterior al vertido en 2015, por lo que no se han encontrado indicios de que el sedimento del vertido haya alcanzado estas estaciones.

Desenterramiento de haces de de *P. oceanica*

Los procesos de sedimentación/erosión en las praderas están relacionados con el hidrodinamismo de la zona, los aportes sedimentarios y el tipo de fondo. Las praderas de *P. oceanica* son sistemas muy sensibles a cambios en la dinámica sedimentaria, que reaccionan ante la acumulación de sedimento mediante la estimulación del crecimiento vertical de sus rizomas (Marbà y Duarte, 1998). En términos de altura del sedimento en general, los meristemos apicales de los haces soportan una tasa que no exceda los 5 cm por año (Gacia y Duarte, 2001). Sin embargo acumulaciones excesivas de sedimento



deterioran el estado de las praderas. Enterramientos superiores a 10 cm provocan una mortalidad de haces del 50%, y del 100% cuando el enterramiento excede los 14-15 cm durante un periodo superior a seis meses (Manzanera *et al.*, 1998; Cabaço *et al.*, 2008). En las praderas estudiadas se ha valorado el desenterramiento de los haces en las fases previa y posterior al vertido, con objeto de determinar el posible impacto por una modificación de la tasa de sedimentación sobre las praderas una vez finalizadas las obras. Los valores obtenidos en ambas campañas muestran que la totalidad de los haces muestreados presentaban un desenterramiento positivo, tanto en las praderas someras como en las profundas. Este parámetro presenta una elevada variabilidad interanual. Los valores de la campaña previa al vertido en 2014 presentaban diferencias entre estaciones en función de la exposición. Así las zonas más resguardadas como La Mola 2 (Mo2-10), Caló des Vi Blanc (VB-10) y el Puerto de Maó (Po-10), presentaban haces con un desenterramiento dentro del rango *Favorable* para este descriptor, (menos de 5 cm) (Diaz-Almela y Marbà, 2009). Mientras que las otras tres estaciones, situadas en zonas más expuestas, como Cala Sant Esteve (CE-10), Alcaufar (Al-10) y la isla del Aire (IA-10), presentaban haces con un desenterramiento en el rango *Desfavorable-inadecuado*, dentro del intervalo (entre 5-7 cm de desenterramiento) (Figura 3.21) (Diaz-Almela y Marbà, 2009). En cambio, durante la campaña posterior al vertido, estos valores han variado, de manera que sólo tres de las siete estaciones muestreadas han mantenido los valores de este descriptor similares a los de 2014, Caló des Vi Blanc (VB-10), Cala Sant Esteve (CE-10) y la isla del Aire (IA-10). En cambio de las otras tres, dos de ellas, La Mola 2 (Mo2-10) y el Puerto de Maó (Po-10), ubicadas en zonas resguardadas han aumentado los valores de desenterramiento pasando de un rango *Favorable* a *Desfavorable-inadecuado*. Por el contrario en la otra estación restante, Alcaufar (Al-10), situada en una zona expuesta, han disminuido los valores de desenterramiento, pasando de un rango *Desfavorable-inadecuado* a *Favorable*. Ha sido la única estación que ha mostrado una diferencia significativa en la distancia de la lígula al sedimento, que indica un aumento en la altura del sedimento sin enterramiento de los haces. En Alcaufar, a causa de la distancia al punto de vertido, es difícil atribuir al mismo este enterramiento y no a movimientos propios del sedimento, como se ha demostrado anteriormente. Máxime cuando ninguna de las otras estaciones ha presentado enterramientos significativos derivados del vertido de los sedimentos del Puerto de Maó. En las praderas profundas encontramos un patrón diferente, tanto en 2014 como en 2015, ya que la mayor parte de estaciones presentan valores de desenterramiento elevados dentro del rango *Desfavorable-malo*, por encima de los 7 cm de desenterramiento (Figura 3.22) (Diaz-Almela y Marbà, 2009). De las cuatro estaciones muestreadas, la mitad han mantenido



los valores de desenterramiento similares a los de 2014, como el Caló des Vi Blanc (VB-20) y la isla del Aire (IA.20), mientras que las otras dos estaciones tienen variaciones estadísticamente significativas entre años. En el caso de Alcaufar (AL-20), que se encontraba dentro del rango *Favorable* en 2014, los valores de desenterramiento han aumentado en 2015, pasando a situarse en el rango *Desfavorable-malo*, mientras la estación de La Mola2 (Mo2-20), ha disminuido sus valores de desenterramiento y ahora se encuentran en el rango *Desfavorable-inadecuado*. Al igual que ocurría en las praderas someras, ninguna de las estaciones profundas ha mostrado un enterramiento derivado del vertido de sedimentos. Estos resultados ponen de manifiesto la importancia del hidrodinamismo en la zona de estudio en las dos cotas de profundidad y el proceso erosivo que sufre esta costa. Además, estos resultados se complementan con los obtenidos en el análisis de la granulometría del sedimento. Los elevados porcentajes de sedimento de tamaño grueso y muy grueso (Figura 3.44), que llegan al 90% en las estaciones situadas al sur como la isla del Aire, reflejan claramente este proceso erosivo, en el que la energía hidrodinámica condiciona los aportes sedimentarios y las tasas de enterramiento de los haces, junto con posibles aportaciones de bioclastos por procesos biogénicos.

Columna de agua

Los parámetros oceanográficos analizados en la columna de agua muestran valores normales para la época del año en la que se ha realizado el estudio (invierno), tanto para la fase previa como para la posterior del vertido. La capa de mezcla de la columna de agua se extiende desde la superficie hasta el fondo en todas las estaciones como se muestra en todos los parámetros analizados.

Los valores de Temperatura (Figuras 3.46 y 3.47) son los normales para esta estación de año, oscilan entre 13 y 14°C en los dos periodos de estudio, con una diferencia de 1°C entre los dos años, siendo más frío el año 2015 que el 2014, y no hallándose variaciones en toda la columna de agua. Lo mismo ocurre con los perfiles verticales de pH (Figuras 3.50 y 3.51), y salinidad (Figuras 3.54 y 3.55), para los que se han obtenido valores habituales para estos descriptores en el periodo invernal, en el que los valores son uniformes en toda la columna de agua. Los valores obtenidos han sido homogéneos en toda la columna de agua y similares entre los dos años de estudio.



De los parámetros oceanográficos analizados, la turbidez es el parámetro que permite explicar mejor el posible impacto del vertido sobre las comunidades bentónicas. La turbidez es una medida de la materia en suspensión en el agua que reduce su transparencia, y que nos proporciona información sobre la calidad del agua. La transparencia del agua determina la cantidad de luz que incide sobre las praderas de *P. oceanica* y determina la profundidad del límite inferior de la pradera (Ruiz *et al.*, 2001; Duarte *et al.*, 2007), así un aumento de la turbidez del agua disminuirá la transparencia del agua y por tanto la luz incidente que recibe la pradera en el límite inferior. Las materias en suspensión en mar abierto oscilan entre 0,5 y 2 mg/l, que en zonas costeras del Mediterráneo pueden aumentar hasta los 10 mg/l. Las unidades empleadas para valorar la turbidez son NTU (nephelometric turbidity units). Los valores registrados durante las dos campañas, tanto la previa al vertido en 2014 como la posterior en 2015, son en general bajos, entre los 0,2-0,4 NTU, que representan materia en suspensión del orden de 1,5-3 mg/l (Figuras 3.48 y 3.49). No se ha registrado por tanto en este periodo un aumento en los valores de turbidez de la columna de agua.

Los valores de fluorescencia sirven de indicador de la concentración de clorofila en la columna de agua y por tanto como indicador de la actividad biológica. En invierno con el mezclado vertical, los valores de clorofila también se homogenizan a lo largo de la columna de agua sin alcanzar concentraciones importantes. En el periodo de estudio los valores de fluorescencia son bastante homogéneos en toda la columna de agua con valores que oscilan entre los 0,5 en la superficie y los 1,2 mg/m³ entre 15 - 20 m (Figuras 3.52 y 3.53), que se corresponde con una estructura esperable para invierno (Balbín *et al.*, 2013).

Algo similar ocurre con el oxígeno disuelto, para el que los valores son bastante homogéneos en toda la columna de agua en los dos años de estudio. Los valores de este parámetro son máximos en invierno, siendo para Baleares de 5 a 6 ml/l (Balbín *et al.*, 2013). Valores similares se han obtenido en el área de estudio en los dos periodos, con un máximo superficial entre 0 y 5 m de profundidad, y cuyos valores oscilan entre los 5,03 y 6 ml/l (Figuras 3.56 y 3.57).

Poblaciones de *P. nobilis*

El molusco endémico *P. nobilis* es el mayor bivalvo del Mediterráneo y uno de los mayores del mundo (Zavodnik *et al.*, 1991). Vive en aguas costeras, entre 0,5 y 60 m de



profundidad (Butler *et al.*, 1993) sobre sustratos blandos colonizados por praderas de *P. oceanica* (Vicente 1990; Richardson *et al.*, 1999). La regresión de esta especie está asociada a la degradación de la pradera de *P. oceanica* o la calidad del agua, por lo que puede utilizarse como indicador de impacto ambiental sobre las praderas. Las obras de dragado y vertido de sedimentos, suponen en el área afectada, un descenso importante en la abundancia de las poblaciones de muchas especies de macro-invertebrados marinos, asociado entre otros al impacto sufrido por el enterramiento (Newell, 1998), como se ha demostrado en el caso de otros bivalvos como *Artica Islandica* (Powilleit *et al.*, 2009). Sus efectos persisten durante años (Boyd *et al.*, 2005; Kotta *et al.*, 2009), afectando en mayor medida a las especie sésiles y longevas (Whittaker *et al.*, 2001) como *P. nobilis*.

Densidad de individuos de *P. nobilis*

La densidad de *P. nobilis* varía en función de la zona y de la profundidad, siendo esta última uno de los factores más importantes que afectan a la densidad y distribución de la especie (Katsanevakis, 2005, Vázquez-Luis y Deudero, 2014; Vázquez-Luis *et al.*, 2014b). Las densidades de *P. nobilis* que se han encontrado en el área de estudio durante las dos campañas, la de 2014 previa al vertido de los sedimentos dragados y la del 2015 posterior al mismo, han sido en ambos periodos similares y en general valores superiores a los encontrados en la bibliografía, sobre todo en alguna de las estaciones. En Alicante la densidad de la especie se sitúa entre 0-5 ind/100 m² (Garcia-March, 2005), mientras que en Mallorca los valores de densidad máxima son superiores, en Cala d'Or con una media de 4,8 ind/m² (Hendriks *et al.*, 2013), aunque es en el PN de Cabrera donde se han registrado densidades máximas para esta especie con una media de 13,07 ind/100 m² en la cota somera y 16,93 ind/100 m² en la cota profunda (Vázquez-Luis y Deudero, 2014). En la campaña de 2014 se registraron valores máximos de media de 7,33 ind/100 m² en estaciones de ambas cotas, como son la de Alcaufar en la cota de 10 m (AL-10) (Figura 3.28), La Mola 2 en la cota de 20 m (Mo2-20) y la isla del Aire en la cota de 20 m (IA-20) (Figura 3.33); y valores máximos por transecto de 16,67 ind/100 m² (Alcaufar AL-10) para la cota de somera y de 15 ind/100 m² (La Mola 2 Mo2-20) para la cota profunda. Durante la campaña de 2015 se han registrado densidades similares en todas las estaciones, con valores máximos en la cota somera iguales a los del año anterior, como los de Alcaufar en la cota somera (AL-10) con 7,33 ind/100 m², y en la cota profunda incluso se han encontrado valores mayores de densidad, como en la isla del Aire en la cota profunda (IA-20) con 9,33 ind/100 m² y en La Mola2 en la cota profunda



(Mo2-20) con 8 ind/100 m². En todos los casos no se han hallado diferencias estadísticas significativas entre los dos periodos. Así los resultados de la densidad de *P. nobilis* indican que las poblaciones de este bivalvo no han mostrado ninguna alteración a consecuencia del vertido de sedimentos (Figuras 3.23 a 3.26).

Estructura poblacional de *P. nobilis*

Los mismos resultados se han obtenido para la talla de los individuos de nacra en todas las estaciones evaluadas, en donde no se han encontrado variaciones asociadas al impacto del vertido, tanto en las poblaciones someras como en las de cota profunda. La distribución de los ejemplares por clases de tallas en los dos muestreos se correlaciona con la profundidad, de forma que en las cotas someras se halla mayor número de individuos de talla pequeña, mientras que los ejemplares de mayor talla se encuentran en profundidad (Figuras 3.31 y 3.36). La estructura de tallas en las poblaciones de *P. nobilis* del área de estudio difiere en función al grado de exposición de la estación. Así las estaciones más resguardadas, como la Mola 2 (Mo2-10) o Alcaufar (AL-10) en las cotas someras, son las que presentan un mayor número de individuos, tanto en los censos como en las parcelas permanentes, y que poseen una estructura de tallas más completa (Figura 3.31). Por el contrario las estaciones más expuestas presentan un menor número de ejemplares y una estructura de tallas menos diversa, como es el caso de Cala Sant Esteve (CE-10) y el Caló des Vi Blanc (VB-10). Esta menor presencia de individuos de mayor talla en cotas someras se debe a una mayor influencia de los factores hidrodinámicos sobre las valvas, en comparación con las cotas más profundas (García-March *et al.*, 2007a,b; Katsanevakis, 2007; Vázquez-Luis y Deudero, 2014).

Dinámica poblacional de *P. nobilis*

Los resultados de la dinámica de poblaciones llevado a cabo en el presente estudio confirman los resultados obtenidos para la densidad de este bivalvo y del impacto del hidrodinamismo en las cotas más someras. A partir de las parcelas permanentes se han obtenido las tasas demográficas (tasa de mortalidad, reclutamiento y crecimiento neto) de las poblaciones de *P. nobilis* para el periodo de estudio (Tabla 3.15). Las tasas de mortalidad son similares en ambas profundidades, siendo algo mayores en las cotas someras que en las profundas, obteniéndose los valores más elevados en las estaciones más expuestas, como Alcaufar (AI-10), mientras que las estaciones más resguardadas



han tenido una tasa de mortalidad menor o nula, como la del Puerto de Maó (Po-10). Las tasas de mortalidad halladas en la bibliografía también difieren según el grado de exposición y la profundidad. Así en Alicante, en poblaciones expuestas, las tasas son también mayores en las cotas someras ($0,2 \text{ año}^{-1}$) que en las cotas profundas ($0,09 \text{ año}^{-1}$) (García-March *et al.*, 2007a), mientras que estas tasas en zonas resguardadas como el PN de Cabrera son mucho menores en ambas cotas, $0,04 \pm 0,03 \text{ año}^{-1}$ en la cota somera y $0,03 \pm 0,04 \text{ año}^{-1}$, en la profunda (Vázquez-Luis y Deudero, 2014). El crecimiento neto de la mayor parte de estaciones es negativo, ya que el reclutamiento no ha sido suficiente para revertir la mortalidad. En este caso, al tratarse de un estudio de sólo un año de duración, las tasas demográficas obtenidas han de evaluarse con precaución, ya que los estudios demográficos requieren un seguimiento continuado de varios años de la población, para una correcta interpretación y poder evaluar las variaciones detectadas. Aún así los resultados evidencian una fuerte influencia del hidrodinamismo sobre las poblaciones de *P. nobilis* en las cotas someras y expuestas.

En 2015 se han encontrado supervivencias de *P. nobilis* superiores al 50% en la mayor parte de las estaciones, siendo algo más altas en las cotas profundas que en las someras (Tabla 3.18). Una de las causas de este resultado se debe principalmente al elevado hidrodinamismo que presenta el área de estudio, más acusado en las cotas someras y que propicia una mayor mortandad en las tallas grandes. Otros estudios muestran mayor mortalidad en las cotas someras vinculado al hidrodinamismo, con tasas de supervivencia del 55,6% en poblaciones someras, y un 75,2% en las cotas más profundas (García-March *et al.*, 2007a).

Tabla 3.18. Densidad de *P. nobilis* (ind/100 m²) para las parcelas permanentes durante el periodo 2014-2015 y el porcentaje de supervivencia de los ejemplares marcados. nd: no hay datos por pérdida de fondeo.

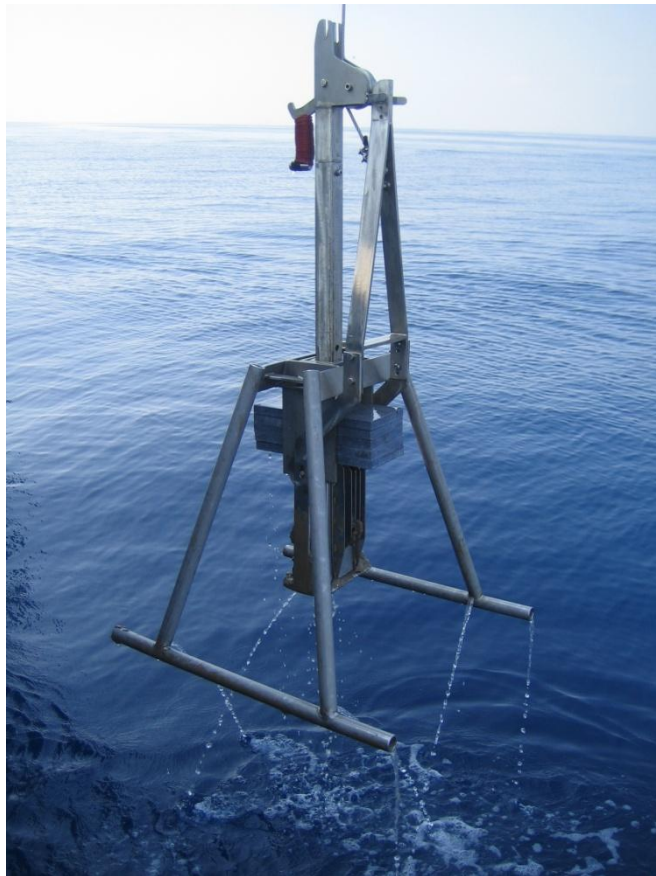
		Densidad (ind/100m ²)			
	Site	Prof	2014	2015	%Supervivencia
Cotas someras (10 m)	Mo2-10	10	24	19	75,00%
	Po.10	10	4	4	100,00%
	VB-10	10	3	nd	nd
	AI-10	10	10	5	40,00%
	IA-10	10	11	nd	nd
Cotas profundas (20 m)	Mo2-20	20	12	8	58,33%
	Vb-20	20	6	4	66,67%
	CR-20	20	11	8	72,73%
	IA-20	20	10	9	80,00%



Epifitismo por macroalgas invasoras

Al analizar los resultados de las especies invasoras que colonizan las valvas de *P. nobilis* en las dos campañas realizadas en 2014 y 2015, sólo se ha encontrado una especie de macroalga invasora, *A. preissii*. Las coberturas de esta especie han sido mayores en la campaña de 2014, en la que se encontró en la mayor parte de estaciones con valores por debajo del 40%, que en la de 2015, en la que se observó en menos de la mitad de las estaciones y con coberturas inferiores al 10% en todos los casos. Estos valores bajos en los dos periodos de estudio se deben principalmente a la época del año en la que se han realizado los muestreos, en invierno. Además en los perfiles oceanográficos realizados se ha constatado que la temperatura del agua para el 2015 es casi un grado inferior a la observada en 2014 (Figuras 3.46 y 3.47). Las tres especies de macroalgas invasoras (*A. preissii*, *C. cylindracea* y *L. lallemandii*), de las que sólo se ha encontrado *A. preissii* en los muestreos, poseen importantes variaciones estacionales en su tasa de crecimiento, que están asociadas a la temperatura del agua, siendo en invierno la época de menor crecimiento tanto para *C. cylindracea* (Ruitton *et al.* 2005; Vázquez-Luis *et al.*, 2014a), para *L. lallemandii* (Cebrian y Ballesteros, 2010; Vázquez-Luis *et al.*, 2014a), como para *A. preissii* (Piazzi *et al.*, 1996). Esta relación se ha mostrado en los resultados con una importante disminución de *A. preissii* en la cobertura de las valvas de *P. nobilis* en 2015.

CONTAMINANTES





4. CONTAMINANTES

4.1. OBJETIVOS

Las obras de dragado del Puerto de Maó contemplaban el vertido al mar del material sedimentario de dicho puerto en un punto próximo a la bocana del Puerto, a más de una milla de distancia la costa y a 52 m de profundidad. La caracterización previa del sedimento a dragar había puesto de manifiesto la existencia de altos niveles de metales pesados. Por ello, y teniendo en cuenta que se trata de un área de especial interés ambiental, de marisqueo, de acuicultura y con caladeros de pesca, el IEO propuso estimar previa y posteriormente al dragado, los niveles de contaminantes en matrices ambientalmente relevantes del medio marino (agua, sedimentos y biota, así como en especies de interés pesquero para consumo humano) y realizar un estudio integrado de sus efectos biológicos, tanto del punto de vertido, como en determinadas estaciones próximas, exteriores al Puerto e interiores, situadas en su canal de entrada y salida.

Este informe recoge principalmente los resultados de niveles de contaminantes en sedimento, biota y especies de interés pesquero, y sus efectos biológicos, estimados después del dragado. Estos resultados se comparan con los obtenidos antes del dragado.

4.2. METODOLOGÍA DE ESTUDIO Y MUESTREO

Muestreo

La campaña posterior al dragado se centró en obtener muestras del sedimento superficial del fondo marino, de dos moluscos como representantes de la biota marina, el bivalvo mejillón (*Mytilus galloprovincialis*) y el gasterópoda caracola (*Stramonita haemastoma*) y de tres peces como representantes de especies para consumo humano, el rape *Lophius piscatorius*, el cabracho *Scorpaena scrofa* y el salmonete *Mullus sumuletus*. A continuación se justifica la selección de estas matrices de contaminantes.



- **Medio marino**

- Sedimento superficial (primer cm) del fondo

En el medio marino, los contaminantes presentan una gran afinidad por las partículas en suspensión, sólidas y coloidales, que son en muchos casos su medio de transporte. Una vez asociados al material particulado, una parte significativa de los contaminantes acaba incorporándose al sedimento. Por ello, este compartimento ambiental actúa como sumidero y está considerado como una fuente potencial de contaminación, tanto para los organismos que viven en contacto con el fondo como para la columna de agua. El destino final de los contaminantes depende de la dinámica de la materia particulada, que tiende a depositarse en zonas de baja energía hidrodinámica, como estuarios y zonas costeras próximas a áreas industriales y urbanas.

- **Biota marina**

- Mejillón (*Mytilus galloprovincialis*)

Por su amplia distribución geográfica, su condición de especie sésil, su capacidad para acumular contaminantes y reflejar las concentraciones del medio circundante, el mejillón es ampliamente utilizado en los programas de vigilancia de la contaminación marina para evaluar la calidad química de las aguas, para determinar las tendencias de la concentración de los contaminantes en el espacio y en el tiempo y para identificar fuentes potenciales de contaminación. A nivel internacional está reconocido su uso como especie bioindicadora de la contaminación química de las aguas marinas y de los efectos biológicos asociados a ésta. Los mejillones son capaces de sobrevivir en condiciones aéreas de exposición durante muchos días, y su capacidad para mantener las valvas cerradas y resistir a estas condiciones está relacionada con la cantidad de ATP (trifosfato de adenosina) disponible para estimular el músculo aductor. En los mejillones que habitan ambientes contaminados, parte de su energía metabólica es gastada en los procesos de detoxificación y mecanismos metabólicos de defensa, reduciéndose, por tanto, el ATP disponible para otras funciones fisiológicas. La disminución de la capacidad de supervivencia en condiciones aéreas de los mejillones se ha relacionado con la exposición a contaminantes químicos (Stress on stress: SoS) y la cuantificación de esta respuesta se utiliza como un biomarcador general de efecto, indicando alteraciones en la fisiología de los organismos, que hace que éstos sean más sensibles a cambios ambientales adicionales (Zwaan y Eertman, 1996).



La estabilidad de la membrana lisosomal (LMS) es un biomarcador de efecto relacionado con una situación de estrés general en la fisiología del organismo (Moore *et al.*, 2008). Los lisosomas son el principal sitio celular donde se produce la detoxificación de los contaminantes químicos. La LMS es un biomarcador no específico muy sensible a una gran variedad de contaminantes y que es utilizado como índice de daño celular. La disfunción de los procesos lisosomales ha sido relacionada con muchos aspectos de patologías asociadas a la toxicidad química y procesos degenerativos. La disminución de la estabilidad de la membrana lisosomal se ha relacionado con la exposición a muchos tipos de contaminantes químicos, aunque no se pueden considerar como los únicos factores que alteran este biomarcador citológico. La autofagia lisosomal proporciona una segunda línea de defensa en los organismos contra el estrés oxidativo y la capacidad para regular al máximo de manera efectiva este proceso. Por ello, es un factor significativo que probablemente contribuye a la capacidad de ciertos organismos para tolerar ambientes contaminados y con condiciones estresantes.

- Caracola (*Stramonita haemastoma*)

En la zona de marisqueo del este de Menorca se explotan diferentes especies de interés comercial, entre las que se encuentra este molusco gasterópodo. Una especie que no se usa habitualmente como indicadora de contaminación, por lo que a excepción de los valores estimados previamente al dragado, no existen otros datos sobre niveles de contaminantes en esta especie, que permitan una valoración a nivel del Mediterráneo occidental, de las concentraciones obtenidas en sus tejidos. Sin embargo, la presencia de contaminantes en esta especie y su variación antes y después del dragado será indicativo de la potencial influencia que haya podido tener el vertido de material dragado en la biota marina de la costa este de Menorca adyacente al punto de vertido.

- Especies ícticas de interés pesquero

Para evaluar los posibles riesgos para la salud humana derivados del consumo de productos de la pesca, se seleccionaron tres peces bentónicos y necto-bentónicos: el salmonete de roca (*M. surmuletus*), el cabracho (*S. scrofa*) y el rape blanco (*L. piscatorius*). Se trata de especies objetivo de la pesquería de artes menores (principalmente trasmallo) y de arrastre de fondo que se desarrollan en Menorca. Se distribuyen en fondos rocosos y sedimentarios de la plataforma y el talud continental.

Toma y preparación de muestras

Sedimento

Los sedimentos se obtuvieron con una draga box corer en 7 estaciones que se muestran en la Figura 4.1, antes y después del dragado. La distribución del estudio de sedimentos contempló 3 puntos interiores del Puerto de Maó, dos en su canal de entrada y salida y uno en la bocana, y otros tres exteriores, situados entre el punto de vertido, que también se muestreó, y la bocana del Puerto. Se tomaron tres dragas en cada punto de muestreo, cuyas muestras de sedimentos, una vez liofilizadas, se combinaron proporcionalmente, obteniéndose una muestra mixta con mayor representatividad de cada área. Las muestras se tomaron en Febrero de 2014 a bordo del B/O *Socib* y en Febrero de 2015, a bordo del B/O *Francisco de Paula Navarro*.

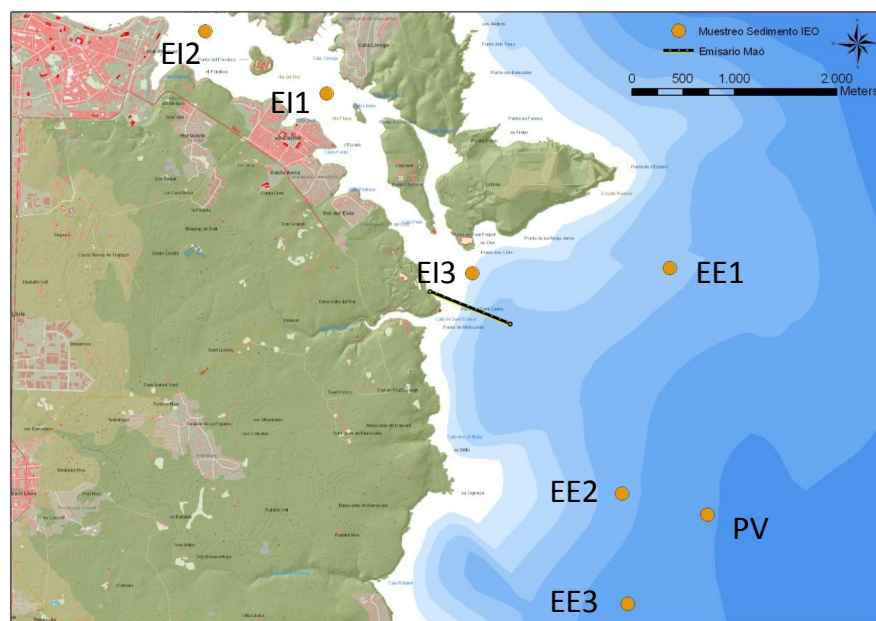


Figura 4.1. Localización de las estaciones de sedimentación en el área de estudio (EI: puntos ubicados dentro del Puerto de Maó, EE en la zona exterior y PV: en el punto de vertido propuesto para el dragado).

Biota

En Enero y Febrero 2014 se muestrearon mejillones procedentes de dos estaciones de miticultura situadas en el Puerto de Maó, concretamente la estación 5294 situada junto a la Base Naval y la estación 5289 frente a Cala Rata, respectivamente (Figura 4.2). En 2015 las muestras se obtuvieron sólo de la estación 5289. Los mejillones se limpiaron y



se tallaron inmediatamente después de su recolección, preparándose tres submuestras compuestas de 50-90 mejillones cada una, con un intervalo de talla comprendido entre 4 y 5 cm (muestras 14MG5289 y 14MG5294 en 2014 y muestra 15MG5289 en 2015). También se obtuvieron mejillones entre 3 y 4 cm en el caso de la muestra 14MG5289A de Cala Rata. Una vez agrupadas, las submuestras se almacenaron a -20°C hasta su posterior tratamiento en el laboratorio. Para determinar el biomarcador Stress on Stress (SoS) se muestrearon 40 mejillones vivos y con el biso intacto, de talla estandarizada entre 4 y 5 cm. Para determinar el biomarcador de la estabilidad de la membrana lisosomal (LMS) se muestrearon 12 mejillones, también vivos y con el biso intacto y de talla entre 4 y 5 cm.

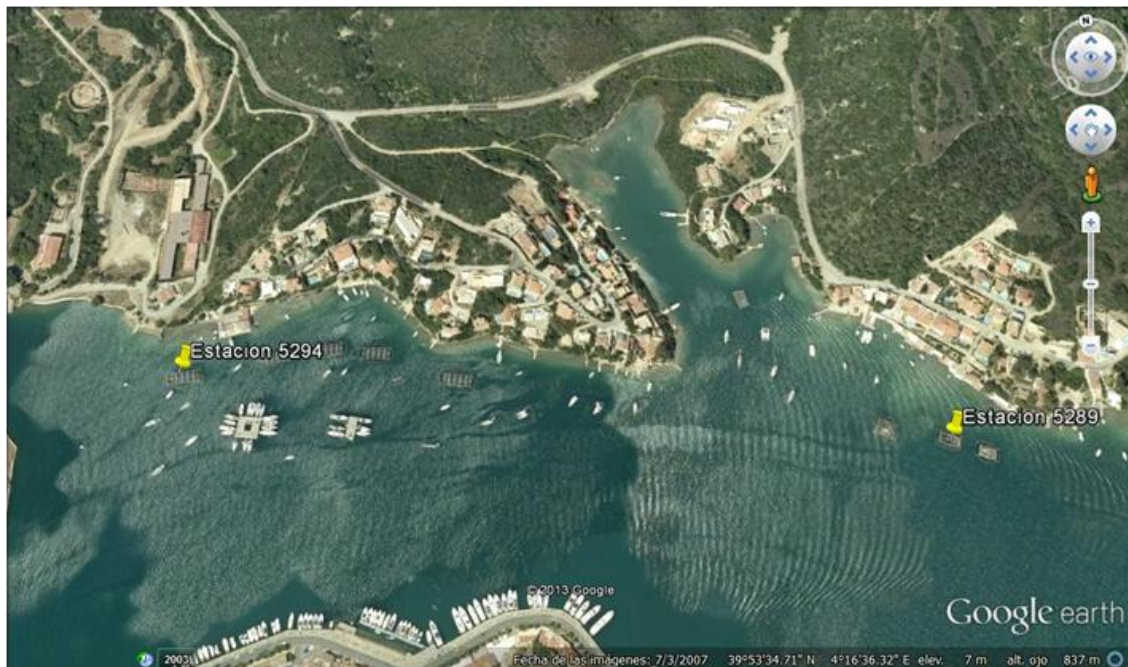


Figura 4.2. Localización de las estaciones de muestreo de mejillón para análisis de contaminantes químicos y efectos biológicos en la fase preoperacional Enero-febrero 2014 (estaciones 5294 y 5289) y post operacional en febrero del 2015 (estación 5289).

Las muestras de caracola se recogieron en tres áreas de la costa este de Menorca, frente al punto de vertido, situadas entre La Mola y la Isla del Aire (Figura 4.3), Posteriormente se integraron las muestras de ejemplares recolectados en zonas próximas. Por ello, la muestra de La Mola incluye ejemplares de las zonas interior y exterior y la muestra de Sa Cigonya incluye individuos de esta zona y de Rafalet, mientras que la muestra de Sant Esteve sólo tiene individuos de esta zona. Este muestreo se realizó en febrero de 2014 y de 2015.

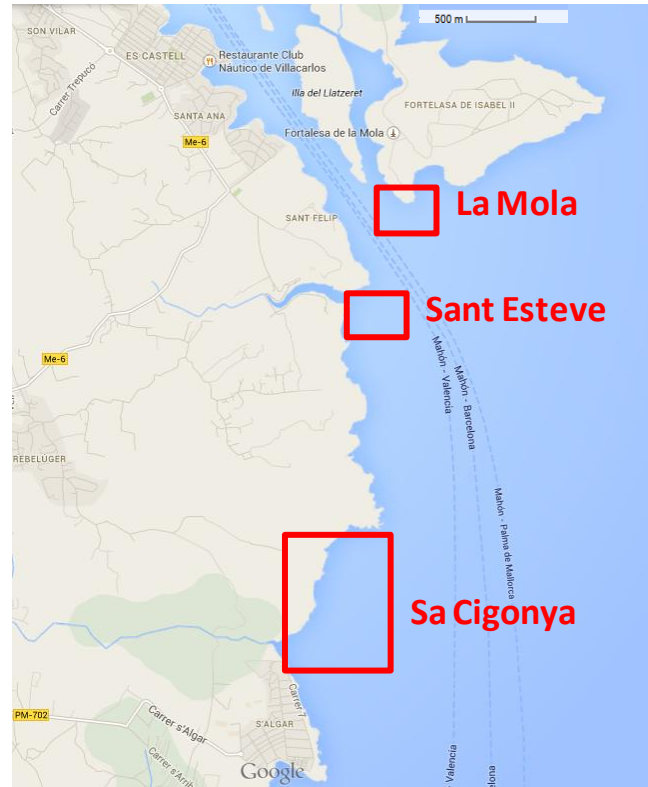


Figura 4.3. Localización de las estaciones de muestreo de caracola (*Thais haemastoma*) en el área de influencia del Puerto de Maó.

Especies ícticas de interés pesquero

Las muestras fueron recogidas por pescadores locales, bajo la supervisión de técnicas del IEO, siguiendo el protocolo enviado por el equipo de contaminación marina del Centro Oceanográfico de Vigo. La estrategia de muestreo fue la misma que la del estudio previo al dragado en 2014, basada en un estudio comparativo entre los caladeros del este y sudeste de Menorca, en los que opera la flota pesquera del Puerto de Maó, y otra zona más alejada al oeste y noroeste de Menorca, en la que se sitúan los caladeros de la flota pesquera del Puerto de Ciutadella. En esta área, considerada como zona control o de referencia, las especies “a priori” no deberían estar afectadas por contaminantes procedentes del Puerto de Maó, o estarlo en mucho menor grado. Se han seleccionado las mismas tres especies que en 2014 (rape *L. piscatorius*, cabracho *S. scrofa* y salmonete *M. surmuletus*), con el fin de poder realizar estudios comparativos antes y después del dragado. El número de ejemplares analizados para cada una de estas especies se ha establecido de forma que los resultados tengan la suficiente significación estadística. Se intentó recoger un mínimo de 5 ejemplares de cada especie en cada una

de las dos zonas de estudio. En la Figura 4.4 se muestra la distribución espacial de las muestras recogidas.

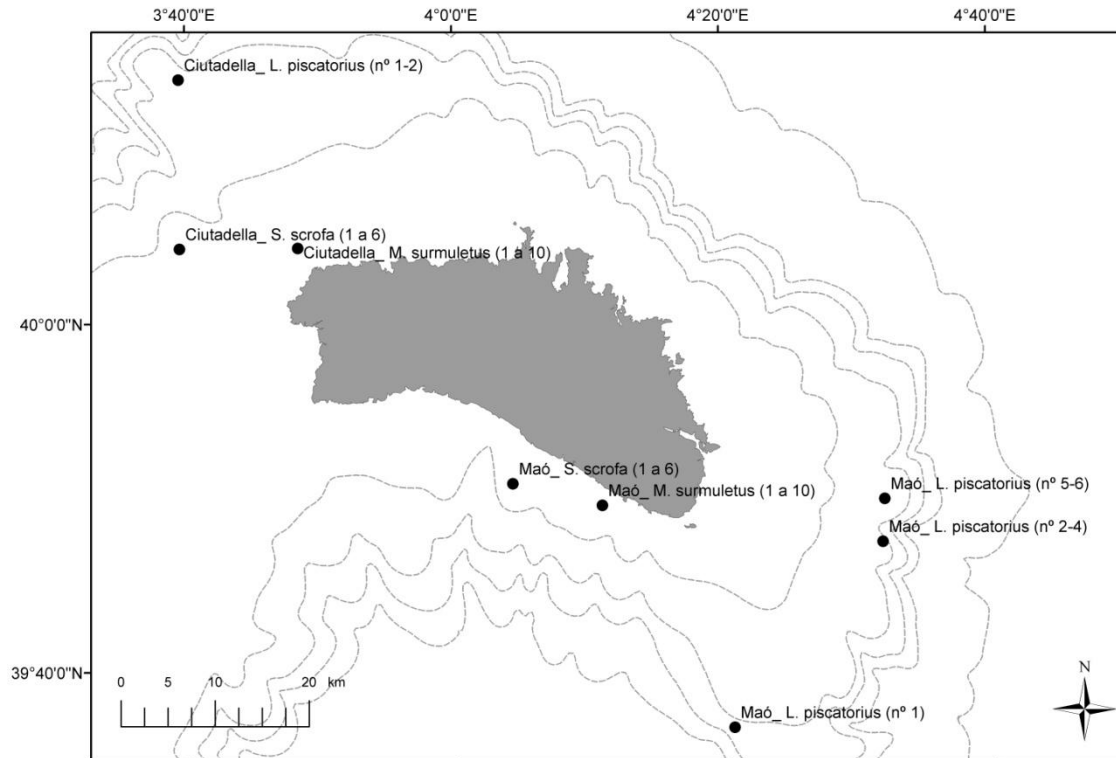


Figura 4.4. Localización de las muestras de peces en el área de estudio 2015.

Después de la obtención de los parámetros biométricos esenciales, los ejemplares obtenidos se congelaron inmediatamente a -20°C , para su envío al Centro Oceanográfico de Vigo. El protocolo pre-analítico comprende todos los procesos a los que es sometida la muestra, incluyendo la determinación de los parámetros biométricos básicos del ejemplar (talla, peso y sexo), el fileteado, trituración, homogenización y liofilización de la muestra de tejido muscular para analizar.

Análisis químicos

Preparación de muestras de sedimentos, biota y peces de interés pesquero

Las muestras de sedimento superficial (<1 cm) se almacenaron a -25°C hasta su liofilización en el laboratorio. Una vez liofilizado, el sedimento se tamizó a través de una malla de 2 mm de luz para eliminar los restos de conchas y otros materiales con poca capacidad para retener contaminantes orgánicos e inorgánicos. Los análisis químicos se



realizaron en esta fracción, denominada fracción total, que constituye una matriz adecuada para establecer la distribución espacial de los contaminantes.

Una vez descongeladas las submuestras, los mejillones se abrieron en una cabina de flujo laminar y se drenó el líquido intervalvar. Las partes blandas obtenidas de cada submuestra se depositaron en cajas petri taradas, se pesaron y se almacenaron a -20°C . Así mismo, se pesaron las valvas de los mejillones que componían cada submuestra. A continuación, se inició el proceso de liofilización. Cada muestra se pesó antes y después del proceso, con el fin de calcular la relación de liofilización, que es el cociente entre el peso fresco y el peso seco de la muestra. La muestra liofilizada se molió y se homogeneizó utilizando un molino de bolas. Una vez homogeneizada, se introdujo en un frasco de vidrio opaco, perfectamente limpio, y se almacenó en un desecador, para evitar la humedad, fuera del alcance de la luz.

Las muestras de caracola se descongelaron en el laboratorio, se diseccionaron para obtener el cuerpo blando de cada individuo y se realizaron muestras mixtas para conseguir muestra suficiente para los análisis químicos individuales. La muestra mixta se molturó en fresco y se liofilizó, posteriormente se molturó de nuevo para conseguir una muestra homogénea y se almacenó en frascos de vidrio opaco hasta la realización de los análisis químicos.

Las muestras de rape, cabracho y salmonete se prepararon siguiendo el procedimiento habitualmente empleado en el Centro Oceanográfico de Vigo para la determinación de muestras de organismos marinos (Besada *et al.*, 2006; Besada *et al.*, 2014). Aproximadamente 1,2-1,5 g de tejido muscular fresco se pesó en un vaso de digestión a presión y se le añadió 6 ml de ácido nítrico Suprapur Merck. Se calentó en un horno microondas durante 10 minutos a 90°C , para posteriormente someterla 60 minutos a 180°C . Una vez la muestra fría, se transfirió a un matraz aforado de 25 ml, ajustando el volumen con agua Milli-Q.

Granulometría y determinación del carbono orgánico en sedimentos

Complementariamente al análisis de los contaminantes químicos, se determinó el porcentaje de fracción fina y el contenido de carbono orgánico total, parámetros necesarios en la interpretación de las concentraciones de microcontaminantes. Estos parámetros, definen la afinidad y la capacidad del sedimento para retener los



contaminantes orgánicos e inorgánicos. A continuación, se resume la metodología empleada en su análisis.

- Obtención de la fracción inferior a 63 μm : 10 g de muestra se dispersaron en 300 ml de agua destilada. Tras agitar durante 2 h, usando un agitador magnético, la muestra en suspensión se tamizó a través de una malla de 63 μm con un flujo suave de agua para forzar el paso de las partículas de menor diámetro. Finalmente, la fracción retenida en el tamiz se secó en una estufa a 40°C y, tras 2 h en un desecador, se pesó para calcular el porcentaje de fracción fina.
- Carbono orgánico total: 10 mg de muestra se trataron con ácido fosfórico 1 M en una cápsula de estaño. Después de secar en una estufa a 60°C el carbono orgánico total se determinó en un analizador elemental de CNH.

Análisis de contaminantes en biota y sedimentos marinos

Los análisis químicos se realizaron en los tejidos blandos de mejillón y caracola y en la fracción total de sedimento, de acuerdo con los protocolos que se describen a continuación para cada uno de los grupos de contaminantes prioritarios:

- Compuestos orgánicos persistentes

Extracción de la muestra: Aproximadamente 1 ó 2 g de tejido liofilizado, según se analice salmonete o mejillón, se mezclaron con sulfato sódico anhidro y se extrajeron durante 8 h en un Soxhlet con una mezcla de dos disolventes orgánicos, n-pentano y diclorometano (150 mL, 1:1). Los lípidos extraíbles se determinaron por evaporación de una alícuota del extracto en una placa calefactora y por diferencia gravimétrica. El proceso de extracción del sedimento fue similar, aunque en este caso la cantidad de muestra empleada fue 20 g, que se liofilizó y tamizó por un tamiz de 2 mm de luz, y el tiempo de extracción fue de 12 h.

Eliminación de azufre en los sedimentos: El azufre presente habitualmente en las muestras de sedimento, que interfiere en la determinación de los PCBs y OCs, se eliminó tratando el extracto con limaduras de cobre previamente activado con un ácido.

Purificación y fraccionamiento de la muestra: El extracto se purificó eliminando los lípidos y otros compuestos que pueden interferir en los análisis. Para ello, se utilizó una columna de alúmina, desactivada con un 6% de agua, y pentano en la elución. El extracto obtenido



se dividió en dos fracciones en una columna de sílica, desactivada con un 3% de agua. Las fracciones obtenidas para su posterior análisis cromatográfico fueron: (i) Fracción I que contenía todos los PCBs y los compuestos clorados HCB, aldrín, isodrin, trans-nonachlor, pp'DDE, pp'DDT y op'DDT, y se obtuvo tras la elución con un disolvente apolar como es el isooctano; y (ii) Fracción II que contenía endrín, dieldrín, α -HCH, lindano y p,p'DDD, y se obtuvo mediante la elución con una mezcla de éter etílico e isooctano. Los extractos se concentraron inicialmente en un rotavapor y a continuación mediante corriente de nitrógeno, hasta alcanzar el volumen final requerido.

Análisis y cuantificación: La cuantificación de los diferentes compuestos presentes en las dos fracciones se realizó mediante cromatografía de gases con detector de masas (EI), utilizando una columna capilar de baja polaridad SPB5 (Soporte 5% fenil y 95% metil Siloxano, 50 m de longitud, 0,25 mm de diámetro interno y 0,40 μ m de espesor de película). Como gas portador se utilizó helio. El equipo estaba equipado con un detector PTV programado con una temperatura inicial de 60°C y un gradiente de temperatura hasta alcanzar 300°C. El volumen de inyección fue de 20 μ l. Las muestras se analizaron en modo SIM usando para la cuantificación las masas más abundantes de los compuestos analizados. La temperatura del horno fue programada a 90°C durante 3 min y después se incrementó hasta 210°C, mediante una rampa de 30°C/min. Después de 40 min a 210°C, la temperatura del horno se elevó mediante una rampa de 3°C/min hasta 270°C, permaneciendo estable durante 15 min. La cuantificación se realizó mediante una curva de calibrado de 9 concentraciones diferentes para cada analito, realizada previamente al análisis de cada lote de muestras. Como patrón interno se usó el PCB-155, ausente en las muestras ambientales. A su vez, para verificar una correcta cuantificación, se analizaron las muestras mediante cromatografía de gases acoplado a un detector de captura de electrones (ECD). Se utiliza una columna idéntica a la del cromatógrafo de gases con detector de masas. Como gas portador se utilizó helio. El volumen de inyección fue de 2,5 μ l. La temperatura del horno fue programada a 90°C durante 3 min, y después se incrementó hasta 210°C mediante una rampa de 30°C/min. Después de 40 min a 210°C, la temperatura del horno se elevó mediante una rampa de 5°C/min hasta 230°C, permaneciendo estable durante 10 min. Después de los 10 min a 230°C, la temperatura del horno se elevó mediante una rampa de 10°C/min hasta 250°C, permaneciendo estable durante 10 min. La cuantificación se realizó igual que la mencionada anteriormente para el cromatógrafo de gases con el detector de masas.



- Hidrocarburos aromáticos policíclicos

Extracción de la muestra: 10 g de sedimento previamente tamizado en una malla de 2 mm de luz o 2-4 g de tejido liofilizado de mejillón o caracola, se extrajeron durante 10 h en un Soxhlet con una mezcla de dos disolventes orgánicos (hexano y acetona 3:1).

Purificación y fraccionamiento de la muestra: El extracto se purificó eliminando los lípidos y otros compuestos que pueden interferir en los análisis. Para ello, se utilizó una columna de alúmina, parcialmente desactivada (10%) utilizando hexano como eluyente. Los extractos se concentraron inicialmente en un rotavapor y posteriormente aplicando corriente de nitrógeno, redisolviéndolos finalmente en acetonitrilo hasta alcanzar el volumen final requerido.

Cuantificación: La cuantificación de los hidrocarburos aromáticos policíclicos se realizó mediante cromatografía líquida de alta resolución con detección de fluorescencia, utilizando longitudes de onda (excitación y emisión) específicas para cada uno de los analitos. La separación de los analitos se ha realizado trabajando en régimen de gradiente, tanto de disolventes (metanol-agua) como de flujo. La cuantificación se ha realizado mediante calibración externa, utilizando metil-criseno como patrón interno.

- Metales pesados

Como paso previo a la cuantificación de los elementos objeto de estudio, fue necesaria la mineralización de la muestra, empleándose para ello un ataque con un ácido fuerte y caliente, siendo diferente la mineralización de las muestras de sedimentos que las de organismos. En ambos casos se utilizaron reactores a presión para microondas de laboratorio.

Digestión de la muestra en sedimentos: Para todos los elementos analizados, excepto el Hg, se pesaron aproximadamente 0,5 g de sedimento seco en un vaso de digestión de Teflón y se le añadieron 1 ml de agua regia y 5 ml de ácido fluorhídrico. Los vasos de digestión se cerraron y se calentaron en un horno microondas durante 30 min a 160°C. Una vez enfriados, se abrieron y se transvasó el contenido a un matraz aforado de plástico, de 50 ml, que contenía 4,7 g de ácido bórico, para neutralizar el exceso de ácido fluorhídrico, ajustando finalmente el volumen con agua Milli-Q. Para la cuantificación del Hg se pesaron 0,3 g de sedimento y se le añadieron 6 ml de ácido nítrico. Se aplicó el mismo programa de digestión de microondas que el resto de los metales y una vez fría la muestra se ajustó su volumen a 25 ml con agua Milli-Q (Quelle *et al.*, 2011).



Digestión de la muestra en biota: Aproximadamente 0,3 g de tejido liofilizado se pesó en un vaso de digestión y se le añadió 1 ml de agua Milli-Q y 5 ml de ácido nítrico. Se calentó en un horno microondas durante 10 min a 90°C, para posteriormente someterla 60 min a 180°C. Una vez la muestra fría, se transfirió a un matraz aforado de 25 ml, ajustando el volumen con agua Milli-Q (Besada *et al.*, 2011).

Limpieza y pureza de los reactivos: Hay que destacar el cumplimiento de los estrictos protocolos para la limpieza del material que está en contacto con la muestra. La pureza de todos los reactivos empleados fue en todos los casos calidad Ultrapura o similar.

Determinación de la humedad residual: Se realizó paralelamente en una porción del liofilizado, mediante secado hasta peso constante a 105°C, al menos durante 24 horas.

Análisis y cuantificación: Se ha utilizado la Espectrofotometría de Absorción Atómica con Cámara de Grafito y corrector Zeeman, empleando siempre condiciones SPTF (Stabilized Temperature Platform Furnace) o la Espectrofotometría de Absorción Atómica con llama, empleando las condiciones habitualmente recomendadas (Perkin-Elmer Analyst 800). La calibración se realizó con patrones externos. El número de patrones, así como su concentración, se determinó teniendo en cuenta el rango lineal de cada elemento y las concentraciones esperadas. El Hg se determinó con el método de vapor frío automatizado, mediante la técnica de análisis por Inyección en Flujo (Perkin-Elmer FIMS 400). En la Tabla 4.1 se detallan los parámetros y analitos determinados en cada una de las matrices ambientales caracterizadas.

Tabla 4.1. Relación de parámetros y analitos determinados en sedimento (SEDIM), biota y agua.

VARIABLES CONSIDERADAS		MATRICES	
METALES (MP)		SEDIM	BIOTA
Al	Aluminio	+	
As	Arsénico	+	+
Cd	Cadmio	+	+
Cu	Cobre	+	+
Cr	Cromo	+	
Fe	Hierro	+	
Hg	Mercurio	+	+
Li	Litio	+	
Mn	Manganeso	+	
Ni	Níquel	+	+
Pb	Plomo	+	+
Zn	Zinc	+	+
COMPUESTOS ORGÁNICOS	PCBs: 28, 52,101,105,118,138,153,156 y 180 a-Hexaclorociclohexano	+	+



VARIABLES CONSIDERADAS		MATRICES	
METALES (MP)		SEDIM	BIOTA
PERSISTENTES (COPs)	lindano	+	+
	Hexaclorobenceno	+	+
	p,p'DDE; p,p'DDT; p,p'DDD; o,p DDT	+	+
	Transnonaclor	+	+
	Dieldrín	+	+
	Aldrín	+	+
	HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS (HAPs)	Antraceno	+
Fenantreno		+	+
Fluoranteno		+	+
Fluoreno		+	+
Pireno		+	+
Benzo[a]antraceno		+	+
Criseno		+	+
Benzo[b]fluoranteno		+	+
Benzo[k]fluoranteno		+	+
Benzo[a]pireno		+	+
Benzo[e]pireno		+	+
Benzo[g,h,i]perileno		+	+
Indeno[1-2-3-cd]pireno		+	+
Dibenzo(ah)antraceno		+	+
PARÁMETROS GEOMORFOLÓGICOS	Granulometría (%)	+	
	Contenido de carbono orgánico	+	

Control de calidad en análisis de contaminantes en biota y sedimentos marinos

Todo el trabajo de laboratorio se ha desarrollado de acuerdo con unos protocolos de control de calidad de los análisis de matrices marinas, con controles de calidad internos (análisis de materiales de referencia) y externos (participando en ejercicios de intercalibración). Los Grupos de contaminación marina del IEO participan anualmente en los ejercicios de intercalibración organizados por el Programa QUASIMEME (*Quality Assurance of Information in Marine Environmental in Europe*). Los investigadores del Centro Oceanográfico de Murcia participan, además, en el ejercicio que organiza el Organismo Internacional de la Energía Atómica (OIEA) dentro del proyecto MEDPOL.

Análisis de metales pesados en especies ícticas de interés pesquero

Se determinaron los metales As, Cd, Cu, Hg, Pb y Zn en el tejido muscular de las especies seleccionadas. En el documento, por simplicidad, se considera As como metal pesado. La cuantificación se llevó a cabo mediante espectrofotometría de absorción atómica con cámara de grafito con corrector Zeeman (As, Cd, Cu y Pb) o con llama (Zn).



El Hg se determinó mediante espectrometría de absorción atómica por inyección de flujo por el método de vapor frío.

Las muestras han sido incluidas en el sistema de control de calidad que tiene establecido el Centro Oceanográfico de Vigo, que incluye el uso de materiales de referencia certificados, blancos, muestras por duplicado, cartas de control, etc. Los procedimientos analíticos están además validados por la participación sistemática en ejercicios de intercalibración internacionales tales como los realizados por QUASIMEME (*Quality Assurance of Information for Marine Environmental Monitoring in Europe*) o por el Organismo Internacional de la Energía Atómica (IAEA).

Análisis biológicos (bio-marcadores) en mejillón

Para determinar el biomarcador de SoS se muestrearon 40 mejillones vivos y con el bisco intacto de talla estandarizada [4-5 cm]. La supervivencia de los mejillones en condiciones aéreas (SoS) se realizó inmediatamente tras el muestreo y cada 24 horas hasta el momento en el que se alcanzó el 100% de mortalidad. Los animales se consideraron vivos cuando resistían con energía la separación de sus valvas y se consideraron muertos si las valvas estaban abiertas y los estímulos externos (compresión de las valvas) no producían ninguna respuesta. Los resultados de SoS son expresados, en días, como el Umbral Letal para el 50% (LT50) de mortalidad, o mediana del tiempo de supervivencia, en el que el 50% de los mejillones de una estación de muestreo están muertos.

La LMS se determinó mediante el Ensayo de Retención del Rojo Neutro (Moore *et al.*, 2004). Se realizaron una serie de observaciones microscópicas (x400) de muestras de hemolinfa de 16 individuos a tiempos 15, 30, 60, 90, 120, 150 y 180 minutos tras la incubación de la muestra con colorante rojo neutro para determinar: i) el % de hemocitos de la muestra que retienen el colorante rojo neutro dentro de los lisosomas ii) el % de hemocitos (granulocitos) que presentan patologías lisosomales. El tiempo de Retención (TR) (expresado en minutos) es definido como el tiempo previo a la observación en el que más del 50% de los hemocitos de una muestra de mejillón pierden el colorante rojo neutro hacia el citosol o sufren patologías lisosomales.

Todo este trabajo de laboratorio se ha desarrollado de acuerdo con unos protocolos de control de calidad de los análisis de matrices marinas. La última participación en ejercicios de intercalibración de determinación de la membrana lisosomal se realizó en



Junio del 2013. El análisis SoS no requiere intercalibración dada la sencillez de la metodología.

Evaluación de los resultados analíticos

El estado actual de la calidad química del Puerto de Maó y su área litoral próxima se ha establecido utilizando los niveles de referencia ambientales propuestos por organismos internacionales para contaminantes orgánicos en mejillón y sedimentos, que se detallan a continuación.

- Hidrocarburos aromáticos policíclicos

La evaluación del impacto que puede tener la presencia de contaminantes orgánicos se ha realizado utilizando los valores de referencia que se muestran en la Tabla 4.2, propuestos por los organismos internacionales. Concretamente se han utilizado los valores propuestos por OSPAR (*Environmental Assessment Criteria*, EACs) o los calculados por la US-EPA (ERL). Los BACs se han desarrollado para el Océano Atlántico, y sería necesario establecer valores específicos para el ámbito mediterráneo. Por ello, cuando se dispone de una base de datos suficiente, como ocurre con el mejillón, se han determinado los criterios de evaluación basales propios de esta zona (BAC Mediterráneo español), calculando el percentil 90 de la concentración en áreas de referencia (las de menor presión e impacto) y aplicando el mismo factor de incertidumbre analítica para cada compuesto que se aplicó en OSPAR.

Tabla 4.2. Criterios seleccionados como niveles basales y valores de referencia para la evaluación de PAHs en las muestras de sedimento y mejillón.

Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos	BAC España Mediterráneo (µg/kg p.s.)	OSPAR EACs	BAC OSPAR España (µg/kg p.s.)	ERL
Fenantreno	24,3	1700	7,3	240
Antraceno	4,1	290	1,8	85
Fluoranteno	6,8	110	14,4	600
Pireno	6,1	100	11,3	665
Benzo[a]antraceno	1,3	80	7,1	261
Criseno	2,4	-	8,0	384
Benzo[k]fluoranteno	1,8	260	-	-
Benzo[a]pireno	1,3	600	8,2	430
Benzo[ghi]perileno	1,3	110	6,9	85
Indeno[123-c,d]pireno	0,8	-	8,3	240



- Contaminantes organoclorados

El conjunto de criterios de valoración para los niveles de contaminantes organoclorados aplicados se muestra en la Tabla 4.3. Para los PCBs se han definido una serie de valores EACs aplicables a biota, concretamente a cada uno de los 7 congéneres de PCBs propuestos por ICES (*International Council for the Exploration of the Sea*, <http://www.ices.dk>). En sedimento, los valores usados para la valoración se han obtenido a partir de los datos ERL definidos por la US EPA para la suma total de PCBs y adaptado por OSPAR como suma de los 7 PCBs ICES. También se han usado los valores ERL para diferentes pesticidas clorados para los que no se han definido unos valores de EAC. Los BACs en sedimento se han adaptado de OSPAR donde se definieron para un sedimento con un porcentaje de TOC de 2,5%.

Tabla 4.3. Criterios seleccionados como niveles basales y valores de referencia para la evaluación de compuestos organoclorados en las muestras de sedimento, mejillón y salmonete de la demarcación levantino-balear.

PCBs y Pesticidas clorados	Mejillón		Sedimento	
	OSPAR BAC	OSPAR EACs	OSPAR BAC	NOAA ERL
	µg/kg p.f.		µg/kg p.s.	
CB28	0,15	0,64	--	--
CB52	0,15	1,08	--	--
CB101	0,14	1,20	--	--
CB105	0,15	--	--	--
CB118	0,12	0,24	--	--
CB138	0,12	3,16	--	--
CB153	0,12	16,00	--	--
CB156	0,12	--	--	--
CB180	0,12	4,80	--	--
7 PCBs ICES	--	--	0,46	11,50
Lindano	0,19	0,29	0,13	3,00
α-HCH	0,13	--	--	--
pp' DDE	0,13	10*	0,09	2,20
HCB	0,13	--	0,16	20,00
Dieldrín	--	10*	0,19	2,00

*OSPAR Commission 2000.

Junto con estos valores se han definido unos criterios de valoración de niveles basales (BACs), que permiten identificar aquellas zonas donde los niveles contaminantes marinos son próximos a cero o debidos a procesos naturales. En el caso de los compuestos sintéticos producidos por el hombre, como PCBs o los pesticidas clorados, los niveles de



línea base son cero, por lo que el valor BACs es definido teniendo en consideración los errores de las metodologías de análisis.

Metales pesados

Las concentraciones de metales en sedimentos de la zona de estudio han sido evaluadas comparándolas con los valores o rangos de efectos (ER; Tabla 4.4) establecidos en Estados Unidos por la Environmental Protection Agency (EPA, 2002) como criterios de evaluación de la calidad de los sedimentos marinos para predecir efectos biológicos adversos sobre los organismos. Los valores ER fueron establecidos después de recoger una gran cantidad de información sobre las concentraciones de contaminantes en sedimentos en los que se habían detectado efectos biológicos. Una vez recogida la información, se calcularon los dos principales criterios de evaluación. El valor ERL (Effects-Range-Low) se define como el percentil del 10% inferior de los datos de concentraciones en sedimentos asociados con efectos adversos (ecológicos o biológicos), y el ERM (Effect-Range-Median) como la mediana de las concentraciones asociadas con efectos biológicos. Si la concentración del metal se encuentra por debajo del ERL no se esperan efectos adversos en los organismos. Si los valores se encuentran por encima del ERM pueden producirse efectos perjudiciales.

Tabla 4.4. Valores correspondientes a los ERL y ERM (expresados en mg/kg peso seco).

Metal	ERL	ERM
As	8,2	70
Cd	1,2	9,6
Cu	34	270
Cr	81	370
Ni	21	52
Pb	47	220
Zn	150	410
Hg	0,15	0,71

Los resultados obtenidos en los mejillones analizados se compararon con los niveles basales y los valores de referencia que se han utilizado como criterios de calidad en la evaluación inicial de la demarcación Levantino-Balear de las Estrategias Marinas Españolas: <http://www.magrama.gob.es/es/costas/temas/proteccion-medio-marino/estrategias-marinas/>. En el documento correspondiente al Descriptor 8 se señala que “dada la ausencia de criterios de valoración específicos para mejillón (silvestre) en la región



mediterránea los nivel de fondo o concentración de base o *background* (BCs) y los BACs (*Background Assessment Criteria*) han sido calculados utilizando el percentil 90 de las concentraciones de Cd, Hg y Pb en estaciones de referencia (limpias o mínimamente impactadas) del litoral mediterráneo de España existentes en la base de datos del IEO. Como límite superior se consideraron las concentraciones máximas permitidas por la legislación para consumo humano (EC)". Estos criterios de valoración se muestran en la Tabla 4.5.

Tabla 4.5. Criterios seleccionados como niveles basales y valores de referencia para el mejillón. Unidades (mg/kg p.s.).

Metales	BC	BAC	EC
Cadmio	0,725	1,088	5
Mercurio	0,125	0,188	2,5
Plomo	2,53	3,80	7,5

- Biomarcadores

En esta valoración se han utilizado los BACs y EACs propuestos por SGIMC (2011) y aquellos obtenidos a través de la base de datos disponible por el IEO (Tabla 4.6), utilizando datos nacionales, siguiendo siempre la metodología propuesta por ICES (2011). Dado que existen múltiples factores ambientales y biológicos que afectan a las respuestas biológicas, se recomienda que los criterios de valoración se desarrollen atendiendo a las especies, género, distribución geográfica, rango de talla, estación de muestreo y temperatura media del agua en el momento del muestreo (ICES, 2010).

Tabla 4.6. Valores de respuestas basales (BACs) y criterios ambientales de valoración (EACS) para la evaluación de los efectos biológicos de la contaminación en salmonete de fango y mejillón de la demarcación levantino-balear.

Respuesta biológica (Biomarcador)	Especie objetivo	BAC	EAC
Estabilidad de la Membrana lisosomal (minutos) Periodo de muestreo mayo-junio	Todas las especies Técnica de retención del colorante rojo neutro	120	45
Stress on Stress (días de supervivencia en aire) Periodo de muestreo mayo-junio	<i>Mytilus</i> sp. (Rango talla 4-5 cm)	10	5



4.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización del sedimento

Respecto a la granulometría, se observa que la distribución de la fracción del sedimento inferior a 63 μm , expresada en porcentaje, fue similar en 2015 y 2014 (Figura 4.5). El contenido de carbono orgánico total, expresado también en porcentaje, es inferior a un 2,5% del peso de la muestra (Figura 4.6). Debido a la similitud en los porcentajes de fracción fina obtenidos en ambos años, no se realizó el análisis del TOC en las muestras de 2015.

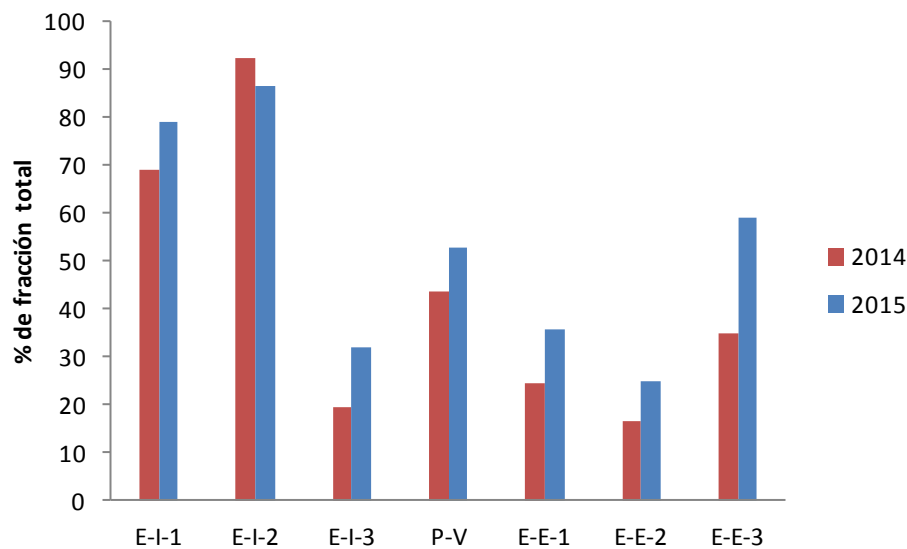


Figura 4.5. Comparación de la fracción inferior a 63 μm en los sedimentos de los distintos puntos de muestreo, expresada en porcentaje, para los años 2014 y 2015.

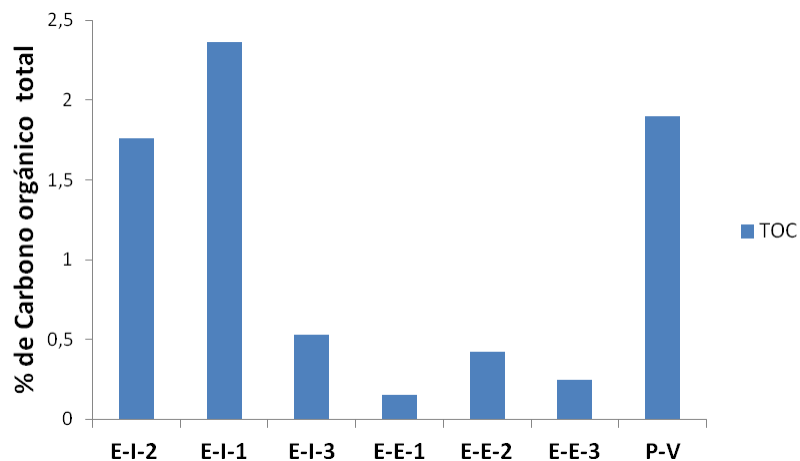


Figura 4.6. Distribución del contenido de carbono orgánico total (%) en sedimentos.



Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos

Sedimento

La concentración de la suma de los 14 hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) estimados por estación antes (2014) y después (2015) del dragado se muestra en la Figura 4.7, mientras que las concentraciones para cada uno de los homólogos en 2014 y 2015 se detallan en las Tablas 4.7 y 4.8, respectivamente. Los niveles máximos se han detectado en el interior del Puerto de Maó, como consecuencia de la actividad portuaria, de los núcleos urbanos y del relativo confinamiento de este sistema. La concentración de PAHs en sedimento del interior del Puerto ha disminuido después del dragado, especialmente en la bocana. Se aprecia un gradiente claro en la concentración de PAHs desde el interior hacia el exterior del Puerto y en el punto de vertido (Figura 4.7A). Al ser las concentraciones en el exterior mucho menores, se ha tenido que ampliar este gráfico (Figura 4.7B), para poder visualizar los niveles encontrados en estos puntos. Se aprecia, sin embargo, que el vertido del dragado del Puerto ha aumentado sensiblemente la concentración de PAHs en los sedimentos, tanto en el propio punto de vertido (PV) como en la estación EE3. Este hecho evidencia que el incremento de la contaminación por PAHs de los sedimentos depositados en el punto de vertido se extiende hacia el sur, favorecido por las corrientes marinas predominantes en el área. Después del dragado, La concentración de PAHs ha aumentado casi 20 veces en el punto de vertido y en prácticamente tres veces en la estación EE3. Sin embargo, las concentraciones no variaron significativamente al norte del punto de vertido.

Según los ERL propuestos por la EPA, y aceptados por OSPAR y MEDPOL, las concentraciones de benzo-a-antraceno y benzo(g,h,i)perileno detectadas antes y después del dragado en la estación EI2, la más interior del Puerto de Maó, no deben provocar efectos tóxicos agudos sobre los organismos del entorno, aunque sí podrían producir efectos como consecuencia de la exposición crónica a estos niveles de contaminación. El criterio de seguridad sin efecto en el entorno también se superó para el benzo(g,h,i)perileno en la estación EI1, en la parte central del Puerto, antes del dragado, pero no después. Esto puede deberse a la naturaleza eminentemente arenosa de la muestra de sedimento obtenida en este punto, que tiene menor capacidad de acumular contaminantes que si estuviese constituida por fracciones más finas de sedimento.

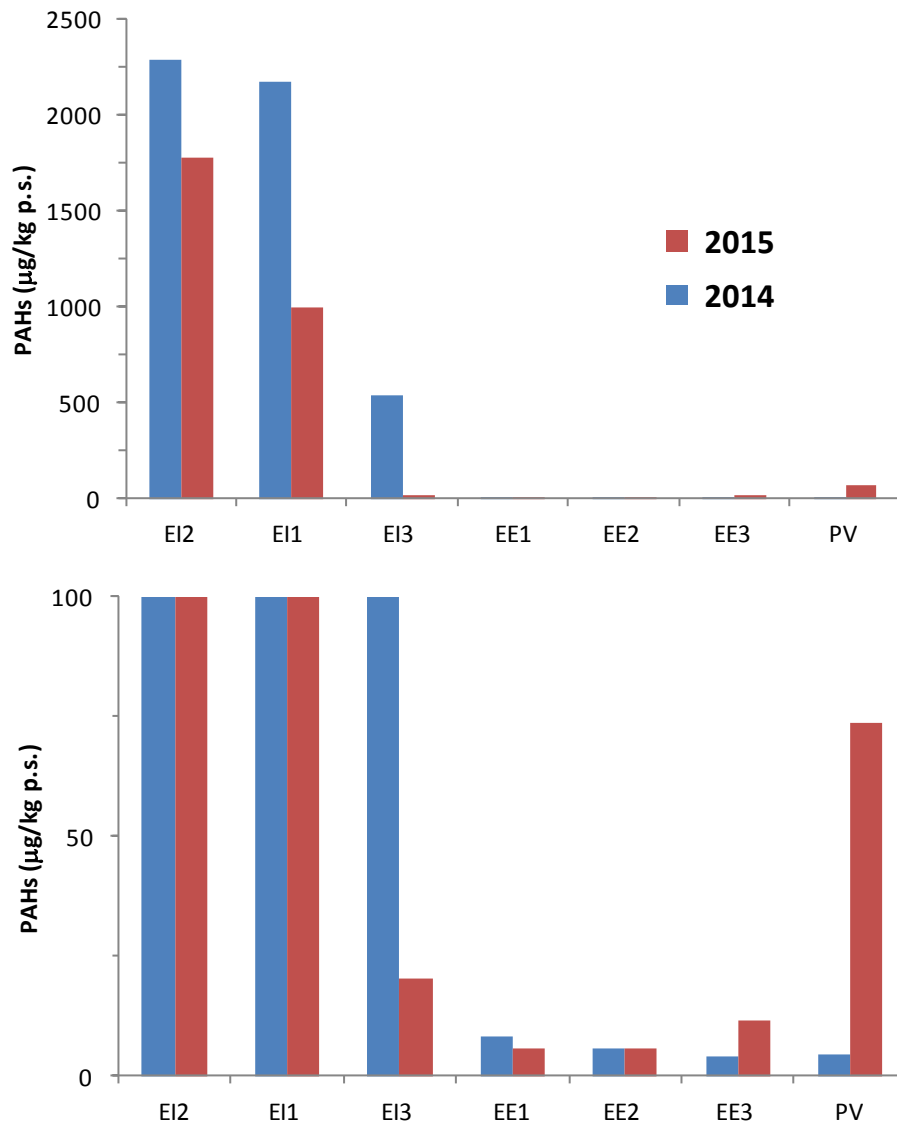


Figura 4.7. Distribución de la suma de la concentración de 14 hidrocarburos aromáticos policíclicos (µg/kg en peso seco) en sedimentos del Puerto de Maó (EI) y de su área de influencia (EE), así como en el punto propuesto para el nuevo vertido del dragado del puerto de Maó (PV).

Tabla 4.7. Concentraciones de los homólogos de hidrocarburos aromáticos policíclicos analizados en la fracción inferior a 2 mm de sedimento antes del dragado (2014). Los datos se han expresado como µg/kg de p.s.

Homólogos	Estación de muestreo						
	EI2	EI1	EI3	EE1	EE2	EE3	PV
Fluoreno	9,4	5,6	6,3	0,3	0,1	0,0	0,0
Fenantreno	95,3	60,1	36,1	0,8	0,3	0,1	0,2
Antraceno	27,9	16,0	11,6	0,2	0,0	0,1	0,0
Fluoranteno	278,6	233,1	93,9	1,6	0,7	0,5	0,6
Pireno	256,6	274,1	77,8	0,4	0,3	0,0	0,2
Benzo (a) antraceno	279,0	310,2	50,0	0,1	0,0	0,5	0,0



Homólogos	Estación de muestreo						
	EI2	EI1	EI3	EE1	EE2	EE3	PV
Criseno	200,0	240,8	51,8	0,7	0,5	0,2	0,5
Benzo (e) pireno	203,4	164,2	35,9	0,9	1,0	0,1	0,8
Benzo (b) fluoranteno	211,9	194,4	41,1	1,1	1,4	0,1	1,2
Benzo (k) fluoranteno	122,5	110,9	21,0	0,3	0,4	0,4	0,3
Benzo (a) pireno	231,7	234,2	51,6	0,1	0,0	0,9	0,0
Benzo (g,h,i) perileno	233,8	193,6	31,4	1,0	0,6	0,3	0,4
Dibenzo (a,h) antraceno	17,5	18,3	3,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Indeno (1,2,3-c,d) pireno	123,5	114,1	27,4	0,6	0,3	0,4	0,0
PAHs TOTAL	2291,1	2169,6	539,0	8,3	5,8	4,1	4,3

Tabla 4.8. Concentraciones de los homólogos de hidrocarburos aromáticos policíclicos analizados en la fracción inferior a 2 mm de sedimento después del dragado (2015). Los datos se han expresado como $\mu\text{g}/\text{kg}$ de p.s.

Homólogos	Estación de muestreo						
	EI2	EI1	EI3	EE1	EE2	EE3	PV
Fluoreno	8,6	3,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Fenantreno	14,2	10,2	0,2	0,1	0,3	0,2	0,4
Antraceno	7,4	5,5	0,0	0,0	0,1	0,0	0,2
Fluoranteno	82,5	64,3	1,3	0,2	0,4	0,7	2,9
Pireno	21,4	22,2	0,4	0,0	0,1	0,1	0,7
Benzo (a) antraceno	264,2	136,7	3,2	0,7	0,9	2,3	9,1
Criseno	216,4	121,6	2,2	0,3	0,5	1,2	9,2
Benzo (e) pireno	149,5	87,6	1,7	0,1	0,2	0,6	9,1
Benzo (b) fluoranteno	148,0	83,0	1,8	0,3	0,4	0,9	7,8
Benzo (k) fluoranteno	104,2	62,5	1,0	0,5	0,4	0,7	4,7
Benzo (a) pireno	174,8	94,9	2,2	1,3	1,1	1,6	6,8
Benzo (g,h,i) perileno	98,8	53,6	1,4	0,6	0,4	0,6	4,5
Dibenzo (a,h) antraceno	187,3	99,4	2,2	0,2	0,2	0,5	8,0
Indeno (1,2,3-c,d) pireno	143,8	88,3	1,2	0,5	0,5	0,8	5,7
PAHs TOTAL	1775,4	997,3	20,1	5,8	5,7	11,4	73,5

Mejillón

La concentración de la suma de los 14 PAHs en la estación 14MG5289 antes (2014) y después (2014) del dragado, muestra valores cuatro veces mayores en 2015 que en 2014 (Figura 4.8). El mejillón, como organismo filtrador y representativo de la contaminación por PAHs en la columna de agua, evidencia el impacto que ha tenido el



dragado en la calidad del agua del Puerto de Maó. Antes del dragado, los hidrocarburos aromáticos policíclicos más abundantes fueron pireno, fluoranteno, benzo-e-pireno y benzo-b-fluoranteno (Tabla 4.9), mientras que después la mayor concentración fue de criseno. Estas concentraciones detectadas superan ampliamente los niveles basales propuestos para el Mediterráneo (León *et al.*, 2013), lo que muestra una incidencia de la contaminación urbana y portuaria, que se ha visto agudizada por el efecto del dragado. Sin embargo, atendiendo a los criterios ecotoxicológicos de OSPAR y MEDPOL (EACs), estas concentraciones no deben producir efectos agudos o crónicos en el entorno.

Mejillón (medias)

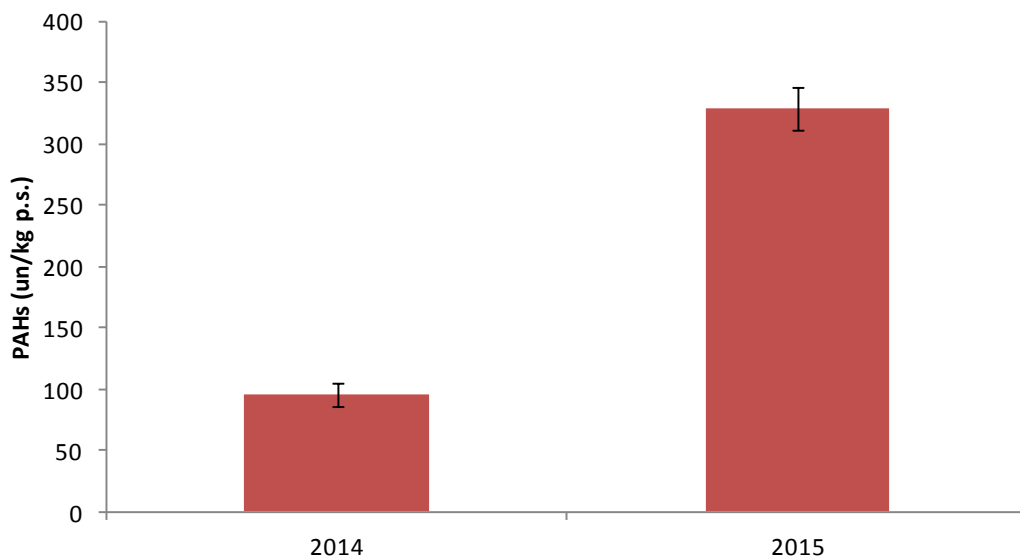


Figura 4.8. Concentración de hidrocarburos aromáticos policíclicos en mejillón (peso seco) del Puerto de Maó antes (invierno de 2014) y después del dragado (invierno 2015).

Tabla 4.9. Concentraciones de los homólogos de hidrocarburos aromáticos policíclicos analizados en mejillón antes (invierno de 2014) y después del dragado (invierno 2015). Los datos se han expresado como µg/kg de peso fresco.

Homólogos	14MG5289	15MG5289-1	15MG5289-2	15MG5289-3
Fluoreno	0,1	0,3	0,3	0,2
Fenantreno	1,2	3,3	3,1	2,8
Antraceno	<L.D.	0,1	0,1	0,1
Fluoranteno	1,4	6,6	5,9	5,5
Pireno	1,3	5,1	4,4	4,2
Benzo (a) antraceno	0,6	4,4	3,8	3,6
Criseno	0,90	13,6	12,8	13,5
Benzo (e) pireno	1,44	4,1	3,8	3,7



Homólogos	14MG5289	15MG5289-1	15MG5289-2	15MG5289-3
Benzo (b) fluoranteno	1,20	3,7	3,7	3,9
Benzo (k) fluoranteno	0,6	2,2	2,1	2,3
Benzo (a) pireno	0,5	1,7	1,6	1,7
Benzo (g,h,i) perileno	0,9	1,3	1,2	1,5
Dibenzo (a,h) antraceno	0,1	<L.D.	<L.D.	<L.D.
Indeno (1,2,3-c,d) pireno	0,5	0,5	0,5	0,6
PAHs TOTAL	10,74	46,9	43,3	43,5

<L.D.: inferior al límite de detección.

Caracola

Las concentraciones estimadas de la suma de los 14 PAHs variaron entre 7,1 y 12,1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ antes del dragado y fueron inferiores a 1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ después del dragado (Figura 4.9). Las concentraciones de los homólogos de PAHs analizados antes y después del dragado se incluyen en las Tablas 4.10 y 4.11, respectivamente. Después del dragado, las concentraciones de muchos congéneres fueron inferiores al límite de detección. Las concentraciones de PAHs son inferiores a las detectadas para mejillón, lo que sugiera que la caracola es una especie que no acumula estos compuestos. Como no existen criterios de referencia para esta especie, se han comparado con los valores de referencia de mejillón, que no superan, especialmente en las muestras de 2015.

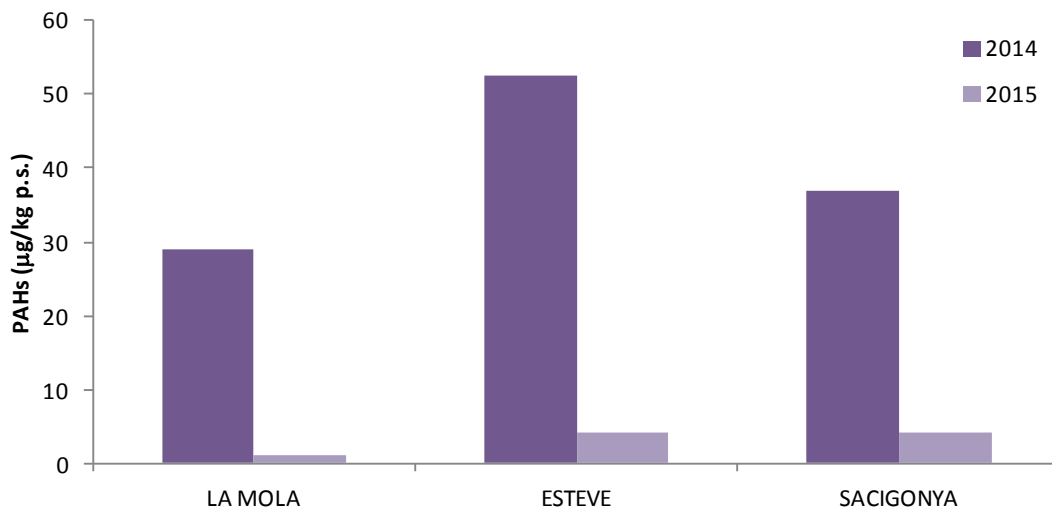


Figura 4.9. Concentración de hidrocarburos aromáticos policíclicos en caracolas de las distintas áreas de muestreo antes (2014) y después del dragado (2015), expresada en $\mu\text{g}/\text{kg}$ de peso seco.



Tabla 4.10. Concentraciones de los homólogos de hidrocarburos aromáticos policíclicos analizados en caracola del área de influencia del Puerto de Maó antes del dragado (invierno 2014). Los datos se han expresado como $\mu\text{g}/\text{kg}$ de p.f.

Homólogos	Estación de muestreo		
	SACIGONYA	MOLA	ESTEVE
Fluoreno	<L.D.	0,15	<L.D
Fenantreno	0,30	0,85	0,37
Antraceno	<L.D	0,07	<L.D
Fluoranteno	1,16	0,94	1,62
Pireno	6,06	4,79	8,94
Benzo (a) antraceno	0,14	0,08	0,20
Criseno	0,20	<L.D	0,29
Benzo (e) pireno	0,42	0,20	0,61
Benzo (b) fluoranteno	<L.D.	<L.D	<L.D
Benzo (k) fluoranteno	<L.D.	<L.D	<L.D
Benzo (a) pireno	<L.D	<L.D	<L.D
Benzo (g,h,i) perileno	<L.D	<L.D	<L.D
Dibenzo (a,h) antraceno	<L.D.	<L.D.	<L.D
Indeno (1,2,3-c,d) pireno	<L.D	<L.D	0,10
PAHs TOTAL	8,28	7,13	12,13

Tabla 4.11. Concentraciones de los homólogos de hidrocarburos aromáticos policíclicos analizados en caracola del área de influencia del Puerto de Maó después del dragado (invierno 2015). Los datos se han expresado como $\mu\text{g}/\text{kg}$ de p.f.

Homólogos	Estación de muestreo		
	SACIGONYA	MOLA	ESTEVE
Fluoreno	<L.D	<L.D	<L.D
Fenantreno	0,41	0,17	0,44
Antraceno	<L.D	<L.D	<L.D
Fluoranteno	0,08	<L.D	0,12
Pireno	0,19	0,06	0,28
Benzo (a) antraceno	<L.D.	<L.D	<L.D
Criseno	<L.D	<L.D	<L.D
Benzo (e) pireno	<L.D.	<L.D.	<L.D.
Benzo (b) fluoranteno	0,01	0,01	<L.D.
Benzo (k) fluoranteno	<L.D.	<L.D.	<L.D
Benzo (a) pireno	0,01	<L.D.	<L.D
Benzo (g,h,i) perileno	<L.D.	<L.D.	<L.D
Dibenzo (a,h) antraceno	<L.D.	<L.D.	<L.D.
Indeno (1,2,3-c,d) pireno	0,12	<L.D.	<L.D
PAHs TOTAL	0,95	0,35	0,99



Compuestos organoclorados (OCs)

Sedimento

- Bifenilos policlorados (PCBs)

Las concentraciones de los nueve PCBs estimadas en 2015 se muestran en la Figura 4.10, mientras que las Tablas 4.12 y 4.13 incluyen los valores de estas estimaciones antes (2014) y después (2015) del dragado, respectivamente. En 2015, la suma de las concentraciones de los 7 congéneres (28, 52, 101, 118, 138, 153 y 180), recomendados por el ICES para la monitorización de la contaminación por PCBs en el medio marino, osciló entre 0,23 y 11,34 $\mu\text{g}/\text{Kg}$ en las tres estaciones del interior del Puerto de Maó. En general, se observó un gradiente espacial desde el interior hacia el exterior del Puerto (Figura 4.11). Las estaciones del exterior muestran concentraciones bajas de PCBs, ya que la suma de los 7 congéneres osciló alrededor de 0,15 $\mu\text{g}/\text{Kg}$. Las concentraciones en el punto de vertido, estimadas en 0,27 $\mu\text{g}/\text{Kg}$, fueron más altas que las estaciones exteriores al Puerto, pero inferiores a las interiores.

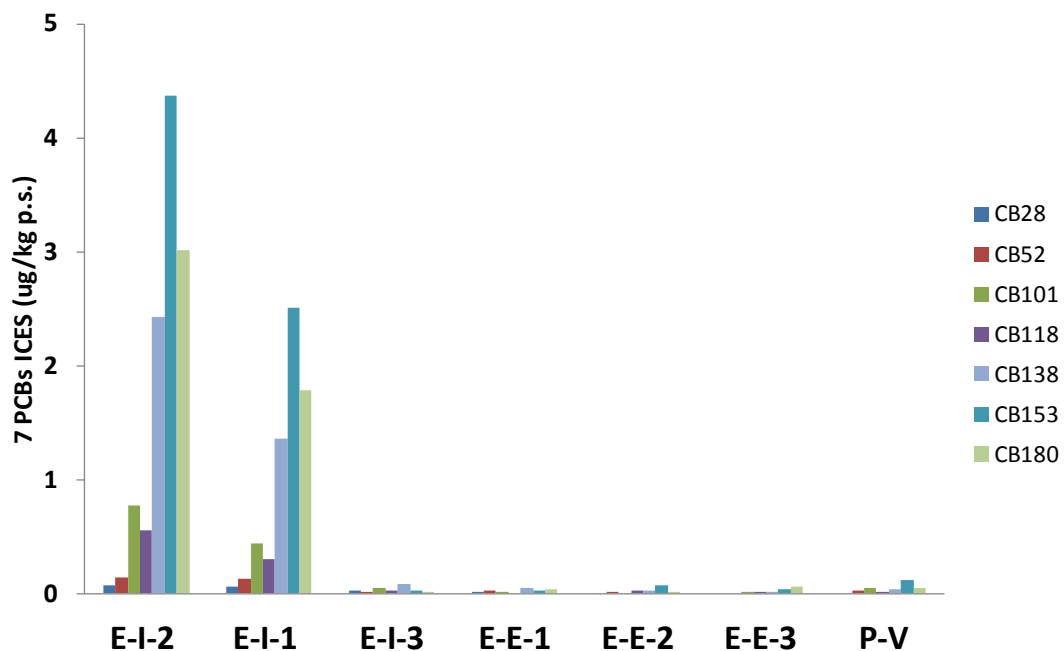


Figura 4.10. Concentraciones de los 7 PCBs ICES ($\mu\text{g}/\text{kg}$ ps) en sedimento del Puerto de Maó y costa este de Menorca en el año 2015.



Tabla 4.12. Concentraciones de los 9 congéneres de PCBs analizados en 2014 en la fracción de sedimento inferior a 2 mm. Los datos se han expresado como $\mu\text{g}/\text{kg}$ de p.s.

Código Estación	CB28	CB52	CB101	CB105	CB118	CB138	CB153	CB156	CB180	¹ Suma PCBs
E-I-2	0,17	0,15	0,93	0,42	<0,02	3,71	5,86	1,37	5,57	16,40
E-I-1	0,16	0,15	0,23	<0,02	0,28	1,17	2,03	<0,02	1,70	5,71
E-I-3	<0,02	0,05	<0,02	0,08	<0,02	0,05	0,10	0,16	0,10	0,32
E-E-1	<0,02	0,27	<0,02	0,06	<0,02	<0,02	0,05	<0,02	<0,02	0,38
E-E-2	<0,02	0,05	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,10
E-E-3	<0,02	0,05	<0,02	0,07	<0,02	<0,02	0,05	<0,02	<0,02	0,16
P-V	<0,02	<0,02	0,26	0,14	0,36	0,39	0,35	0,09	0,12	1,71

¹ Suma de los 7 congéneres recomendados por ICES, (Congéneres 28, 52, 101, 118, 138, 153 y 180).

Tabla 4.13. Concentraciones de los 9 congéneres de PCBs analizados en 2015 en la fracción de sedimento inferior a 2 mm. Los datos se han expresado como $\mu\text{g}/\text{kg}$ de p.s.

Código Estación	CB28	CB52	CB101	CB105	CB118	CB138	CB153	CB156	CB180	¹ Suma PCBs
E-I-2	0,07	0,14	0,77	0,55	4,37	0,07	2,42	0,14	3,02	11,34
E-I-1	0,06	0,12	0,44	0,30	2,51	<0,05	1,35	0,08	1,78	6,56
E-I-3	0,02	0,02	0,05	0,03	0,02	0,02	0,08	0,03	0,02	0,23
E-E-1	<0,02	0,02	<0,02	<0,02	0,02	0,02	0,05	0,02	0,03	0,14
E-E-2	<0,02	0,02	<0,02	0,03	0,07	0,02	0,02	0,07	0,02	0,15
E-E-3	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,03	<0,02	<0,05	0,04	0,06	0,13
P-V	<0,02	0,02	0,04	<0,02	0,11	0,02	0,04	0,06	0,04	0,27

¹ Suma de los 7 congéneres recomendados por ICES, (Congéneres 28, 52, 101, 118, 138, 153 y 180).

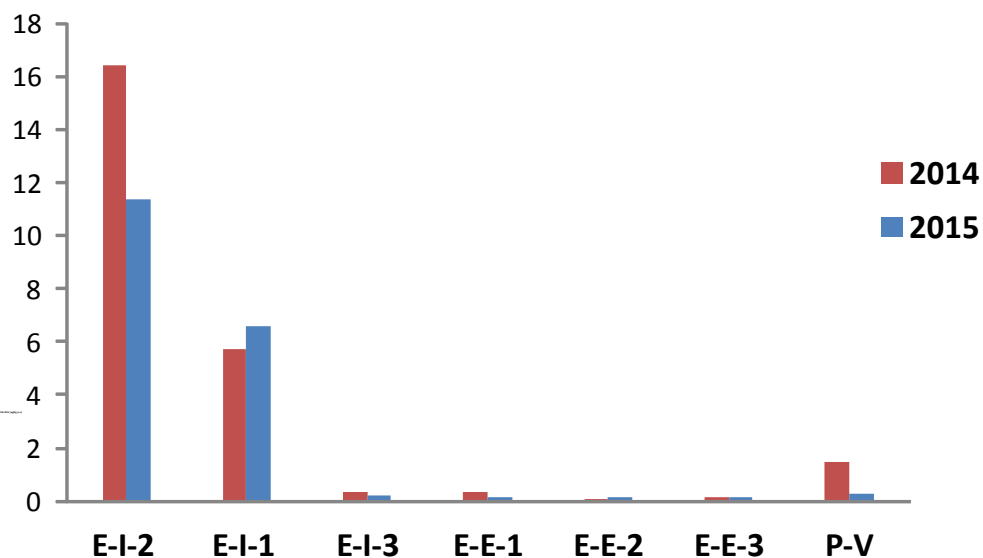


Figura 4.11. Comparación de las concentraciones de la suma de los 7 PCBs ICES ($\mu\text{g}/\text{kg}$ ps) en sedimento del Puerto de Maó y costa este de Menorca en los años 2014 y 2015.



Las concentraciones de PCBs del interior del Puerto son similares a las de las zonas más contaminadas del litoral español, como la desembocadura del río Llobregat, con valores entre 2,01 y 30,69 µg/kg (http://www.magrama.gob.es/es/costas/temas/estrategias-marinas/IV_D8_Levantino-Balear_tcm7-207261.pdf). Por contra, las concentraciones del exterior son similares a las encontradas en sedimentos de la costa mediterránea española, en zonas alejadas de importantes núcleos industriales y urbanos. Así, los valores de las estaciones exteriores tienen concentraciones inferiores a los valores de línea base (BAC) definidos para el sedimento, mientras que los del interior superan estos valores de referencia. En el caso de la estación más interna del Puerto (EI2), el valor en 2015 estuvo por debajo del ERL (11,5 µg/kg), mientras que el valor de 2014 lo superaba. Esta disminución de los niveles de PCBs en el sedimento puede estar causada por una alteración de la capa superficial analizada, por erosión, ya que los PCBs no mantienen una concentración constante a lo largo de la columna del sedimento. La concentración en el punto de vertido ha sido inferior en 2015 que en 2014, siendo el valor de 2015 inferior al de línea base (BAC) definido para estos compuestos. Sólo en la estación EI1 se detectó un aumento en las concentraciones de 2015 con respecto a las de 2014. A pesar de estas variaciones, la similitud de las concentraciones entre ambos años parece indicar que no existió repercusión del dragado en la concentración PCBs en los sedimentos del interior y exterior del Puerto de Maó.

- Pesticidas organoclorados

La concentración de DDT y sus metabolitos antes (2014) y después (2015) del dragado se muestran en las Tablas 4.14 y 4.15. En 2015, las mayores concentraciones aparecen en el interior del Puerto de Maó (Figura 4.12). Al igual que sucede con los PCBs, existe un gradiente de concentración desde el interior hacia el exterior. Los niveles de DDTs estimados en las estaciones exteriores son bajos e inferiores a los niveles de línea base definidos. Los niveles de DDT y sus metabolitos fueron similares en 2014 y 2015 (Figura 4.13), siendo en general concentraciones muy bajas. En el punto de vertido la contaminación por estos compuestos es inferior al nivel de línea base (BAC) y sin relevancia ecotoxicológica cuando se compara con el nivel ERL definido DDE. Con respecto al resto de plaguicidas analizados, éstos se detectaron en algunas muestras y en general, presentaron valores de concentración muy bajos y similares a los obtenidos en zonas de baja actividad antropogénica.



Tabla 4.14. Concentraciones de DDT y sus metabolitos en 2014 en la fracción de sedimento inferior a 2 mm. Los datos están expresados como $\mu\text{g}/\text{kg}$ de p.s.

Código Estación	pp'DDE	pp'DDD	op'DDT	pp'DDT	¹ Suma pp DDTs
E-I-2	0,73	0,45	<0,02	0,19	1,36
E-I-1	0,41	<0,02	<0,02	0,03	0,45
E-I-3	<0,02	0,05	<0,02	<0,02	0,05
E-E-1	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
E-E-2	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
E-E-3	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
P-V	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02

¹DDTs, expresados como la suma de pp' DDT, op' DDT y de los metabolitos pp' DDD y pp' DDE.

Tabla 4.15. Concentraciones de DDT y sus metabolitos en 2015 en la fracción de sedimento inferior a 2 mm. Los datos están expresados como $\mu\text{g}/\text{kg}$ de p.s.

Código Estación	pp' DDE	pp'DDD	op'DDT	pp'DDT	¹ Suma pp DDTs
E-I-2	0,04	0,13	0,58	<0,02	0,72
E-I-1	<0,02	0,02	0,43	<0,02	0,45
E-I-3	<0,02	0,02	0,02	<0,02	0,04
E-E-1	0,02	0,05	<0,02	<0,02	0,05
E-E-2	<0,02	0,04	<0,02	0,04	0,09
E-E-3	<0,02	<0,02	0,03	0,03	0,07
P-V	0,05	0,03	0,02	0,04	0,09

¹DDTs, expresados como la suma de pp' DDT, op' DDT y de los metabolitos pp' DDD y pp' DDE.

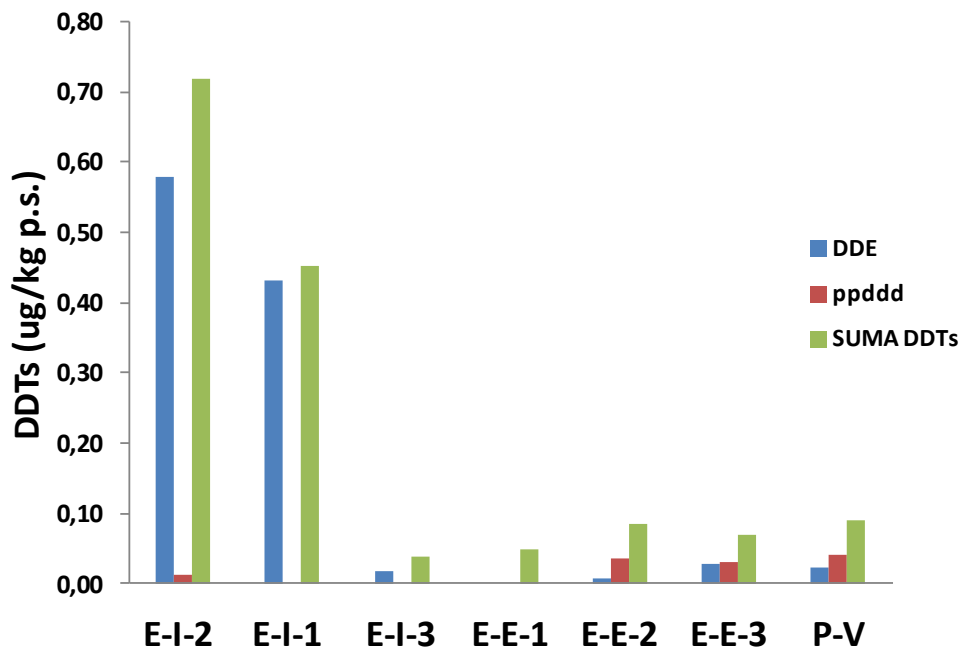


Figura 4.12. Concentraciones de los DDTs en sedimento del Puerto de Maó y costa este de Menorca en 2015.

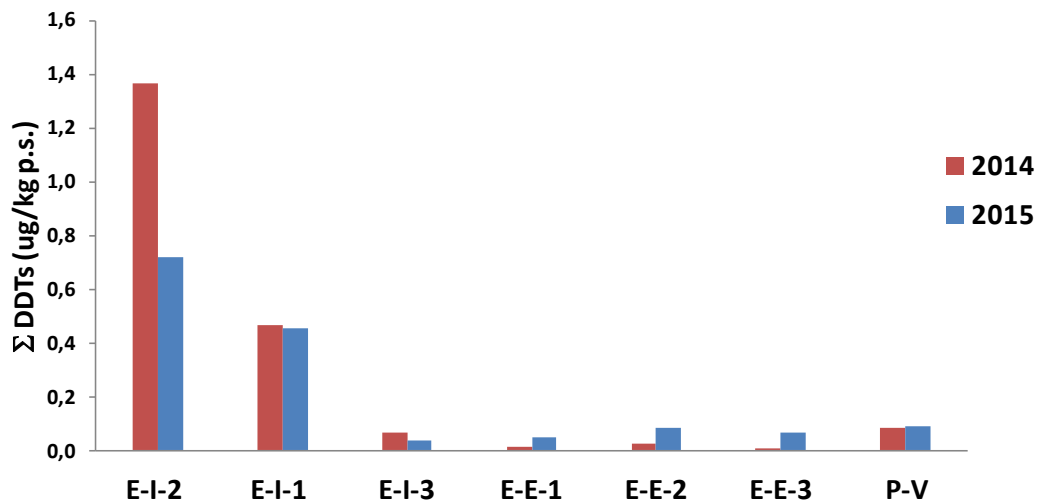


Figura 4.13. Comparación de las concentraciones de la suma de los DDTs ($\mu\text{g}/\text{kg}$ ps) en sedimento del Puerto de Maó y costa este de Menorca en los años 2014 y 2015.

Mejillón

- Bifenilos policlorados (PCBs)

Las concentraciones de PCBs, expresadas como $\mu\text{g}/\text{kg}$ de peso fresco, antes (2014) y después del dragado (2015) se muestran en la Tabla 4.16. Estas concentraciones se incrementaron ligeramente en 2015 con respecto a 2014 (Figura 4.14). La suma de los 7 PCBs en 2014 fue $4,80 \mu\text{g}/\text{kg}$, mientras que en 2015 esta concentración osciló entre 6 y $7,6 \mu\text{g}/\text{kg}$. Esta variación tan pequeña podría estar más relacionada con factores biológicos o ambientales, que con un incremento de la disponibilidad de PCBs en el medio marino debido al dragado del Puerto de Maó.

Tabla 4.16. Concentraciones de PCBs en los tejidos blandos de mejillón 2014 y 2015 expresadas en $\mu\text{g}/\text{kg}$ de peso fresco.

Congéneres	2014		2015		
	14MG5289	15MG5289-E1	15MG5289-E2	15MG5289-E3	
CB28	<0,05	0,05	0,02	0,03	
CB52	0,06	0,09	0,10	0,10	
CB101	0,39	0,55	0,43	0,64	
CB105	0,06	0,11	0,05	0,04	
CB118	0,23	0,26	0,19	0,35	
CB138	1,05	1,68	1,52	1,95	
CB153	2,71	3,78	3,10	3,85	
CB156	0,06	0,08	0,09	0,11	
CB180	0,34	0,54	0,56	0,68	
Σ 7PCBs ¹	4,80	6,95	5,92	7,60	

¹ Suma de los 7 congéneres recomendados por ICES. Congéneres 28, 52, 101, 118, 138, 153 y 180.

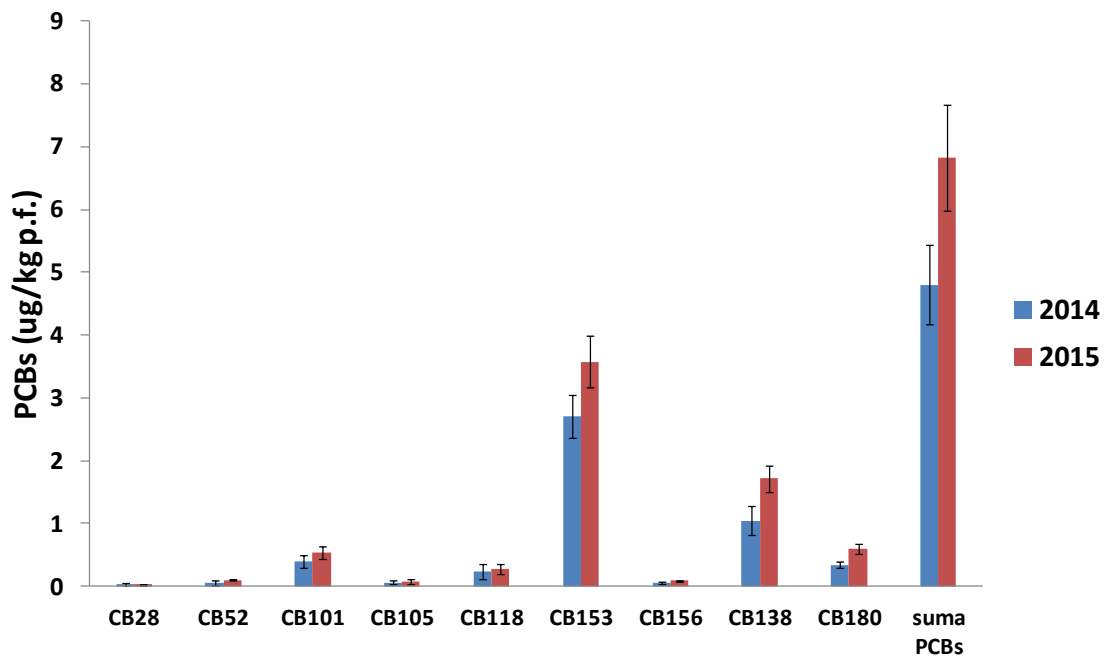


Figura 4.14. Concentraciones medias de los 9 PCBs y la suma 7PCBs ICES en mejillón del Puerto de Maó antes (invierno de 2014) y después del dragado (invierno 2015).

Los valores obtenidos en 2015 se encuentran dentro del intervalo correspondiente a concentraciones moderadas, si los comparamos con las concentraciones de mejillones silvestres del Mediterráneo español, recogidas en Mayo-Junio 2013 (Tabla 4.17). Si los comparamos con criterios eco-toxicológicos, los congéneres PCBs 28, 52, 105 y 156 presentan concentraciones inferiores a los niveles BAC o de línea base. Por el contrario, los PCBs 101, 118, 153, 138 y 180 superan los niveles BAC, pero sin llegar a superar los niveles de EACs que marcan su capacidad para producir efectos adversos sobre los organismos marinos.

Tabla 4.17. Intervalos de concentración de la suma de los 7 congéneres de PCBs en *M. galloprovincialis* (µg/kg p.f.).

Concentraciones de la suma de 7 congéneres de PCBs en <i>M. galloprovincialis</i> (µg/kg p.f.)		
Baja	log-valor < media - 1 SD	< 1,22
Moderada	media - 1 SD < log-valor < media + 1 SD	[1,22-12,42]
Alta	media + 1 SD < log-valor < media + 2 SD	[12,42-39,62]
Muy Alta	log-valor > media + 2 SD	>39,62



- Plaguicidas clorados

Las concentraciones de los diferentes plaguicidas analizados se muestran en la Figura 4.15 y la Tabla 4.18. Las concentraciones de lindano (γ -hexaclorociclohexano), α -hexaclorociclohexano, β -hexaclorociclohexano, hexaclorobenceno, aldrín, endrín, dieldrín e isodrín fueron inferiores a los límites de detección del método analítico empleado (0,05 $\mu\text{g}/\text{kg}$). La concentración de la suma de DDT y sus metabolitos osciló entre 0,19 y 1,18 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

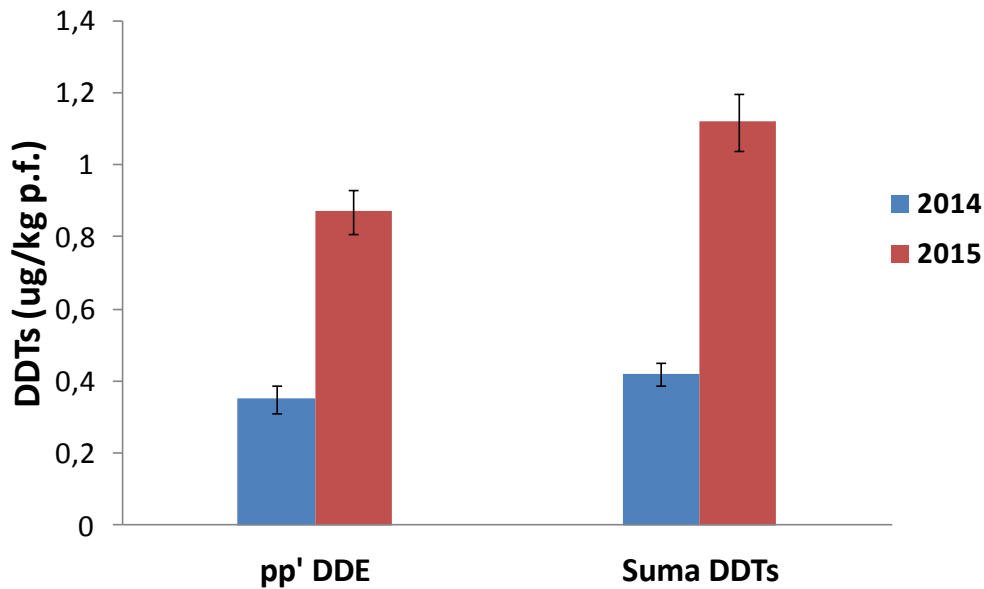


Figura 4.15. Concentraciones de pp'DDE y suma de DDTs en mejillón (peso fresco) del Puerto de Maó antes (invierno de 2014) y después del dragado (invierno 2015).

Tabla 4.18. Concentraciones de plaguicidas en los tejidos blandos de mejillón 2014 y 2015 expresadas en $\mu\text{g}/\text{kg}$ de peso fresco.

Congéneres	2014		2015		
	14MG5289	15MG5289-E1	15MG5289-E2	15MG5289-E3	
α -HCH	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	
β -HCH	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	
γ -HCH	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	
HCB	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	
Aldrin	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	
Isodrin	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	
Dieldrin	<0,05	0,07	<0,05	<0,05	
Endrin	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	
t-NNC	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	
op'DDT	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	



Congéneres	2014	2015		
	14MG5289	15MG5289-E1	15MG5289-E2	15MG5289-E3
pp'DDD	0,07	<0,05	<0,05	<0,05
pp'DDT	<0,05	0,19	0,25	0,23
pp'DDE	0,35	0,80	0,91	0,87
¹ ΣDDTs	0,42	1,03	1,18	1,12

¹ΣDDTs, expresados como la suma de pp' DDT, op' DDT y de los metabolitos pp' DDD y pp' DDE.

La monitorización continuada de las concentraciones de DDT en mejillón que realiza el IEO en el litoral mediterráneo español, ha permitido categorizar las concentraciones de estos compuestos y establecer cuatro intervalos de concentración (Tabla 4.19): baja, moderada, alta o muy alta. Atendiendo a estos criterios, las concentraciones de DDT estimadas pueden clasificarse como moderadas. Si atendemos a los criterios ecotoxicológicos definidos por OSPAR para el metabolito pp'DDE, podemos concluir que las concentraciones medias de este compuesto estimadas en los mejillones del Puerto de Maó son muy inferiores a los 10 µg/kg establecidos por EAC para esta especie.

Tabla 4.19. Criterios para la clasificación de los niveles de DDTs en mejillón.

Niveles de la suma de pp'DDT, op'DDT, pp'DDD y pp'DDE en mejillón (µg/kg p.f.)		
Baja	log-valor < media - 1 SD	< 0,44
Moderada	media - 1 SD < log-valor < media + 1 SD	[0,44-4,16]
Alta	media + 1 SD < log-valor < media + 2 SD	[4,16-12,82]
Muy Alta	lg-valor > media + 2 SD	>12,82

Caracola

- Bifenilos policlorados (PCBs)

Las concentraciones de PCBs estimadas antes (2104) y después (2015) del dragado se muestran en la Tabla 4.20 y Figura 4.16. La concentración total de PCBs apenas varió entre 2014 y 2015 en las estaciones de La Mola y Sa Cigonya, pero sí se incrementó en Sant Esteve, pasando de 1,57 a 7,74 µg/kg, respectivamente. La caracola nunca ha sido usada en las costas españolas como indicador de contaminación por compuestos organoclorados, por lo que sus concentraciones no pueden ser en este momento categorizadas, como se ha hecho para el sedimento y mejillón.



Tabla 4.20. Concentraciones de PCBs en caracola 2014 y 2015 expresados en $\mu\text{g}/\text{kg}$ de peso fresco.

Congéneres	LA MOLA		SANT ESTEVE		SA CIGONYA	
	2014	2015	2014	2015	2014	2015
CB28	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
CB52	<0,05	0,02	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
CB101	0,16	0,20	0,07	0,22	0,05	0,06
CB105	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
CB118	<0,05	<0,05	0,09	0,04	<0,05	<0,05
CB138	0,78	1,07	0,21	1,46	0,14	0,10
CB153	3,42	3,38	0,73	4,74	0,47	0,45
CB156	<0,05	0,07	<0,05	0,05	<0,05	0,07
CB180	1,08	0,59	0,47	1,23	0,10	0,05
¹ Σ PCBs	5,48	5,26	1,57	7,74	0,75	0,73

¹ Suma de los 7 congéneres recomendados por ICES. Congéneres 28, 52, 101, 118, 138, 153 y 180.

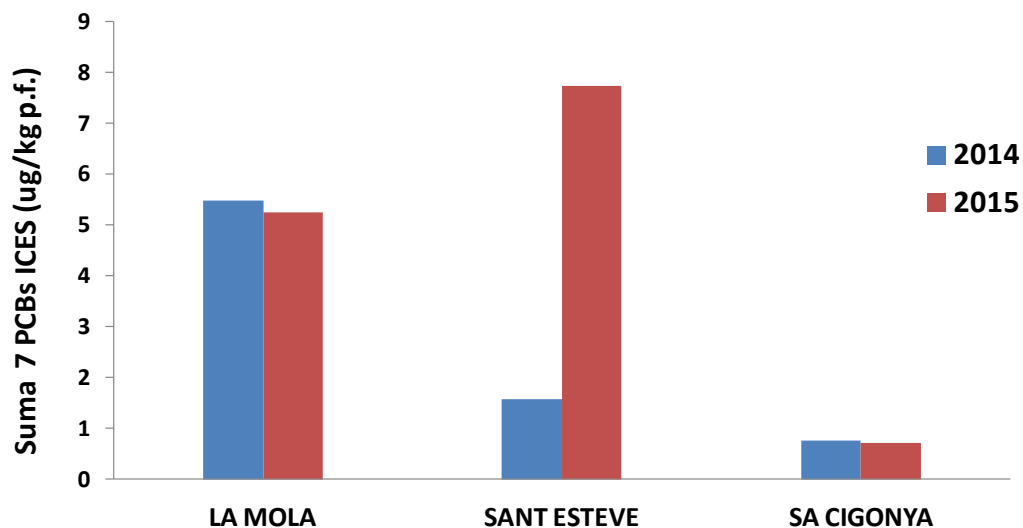


Figura 4.16. Comparación de la suma de las concentraciones de los 7 PCBs ICES en caracolas de 2014 y 2015 de las distintas aéreas de muestreo expresada en $\mu\text{g}/\text{kg}$ de peso fresco.

- Pesticidas organoclorados

Las concentraciones de plaguicidas estimadas antes (2014) y después (2015) del dragado se muestran en la Tabla 4.21 y Figura 4.17. Todos los contaminantes de esta familia presentaron concentraciones inferiores o próximas a los límites de detección del método analítico empleado ($0,05 \mu\text{g}/\text{kg}$). Sólo el pp' DDE presentó mayores concentraciones, especialmente en la zona de La Mola. Al igual que en los PCBs, la concentración del pp' DDE apenas varió antes y después del dragado en las estaciones



de La Mola y Sa Cigonya, pero sí se incrementó en Sant Esteve, pasando de 0,19 a 0,39 µg/kg, respectivamente.

Tabla 4.21. Niveles de plaguicidas en caracola de Maó, expresados en µg/kg de peso fresco.

Congéneres	LA MOLA		SANT ESTEVE		SA CIGONYA	
	2014	2015	2014	2015	2014	2015
α-HCH	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
β-HCH	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
γ-HCH	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
HCB	0,06	0,05	0,08	<0,05	<0,05	<0,05
Aldrin	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Isodrin	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Dieldrin	<0,05	0,24	<0,05	0,07	<0,05	<0,05
Endrin	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
t-NNC	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
op'DDT	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
pp'DDD	<0,05	<0,05	0,05	<0,05	<0,05	<0,05
pp'DDT	<0,05	0,07	0,07	<0,05	0,05	<0,05
pp' DDE	0,39	0,34	0,07	0,39	0,12	0,12
¹ SUMA DDTs	0,39	0,41	0,19	0,39	0,17	0,16

¹DDTs, expresados como la suma de pp' DDT, op' DDT y de los metabolitos pp' DDD y pp' DDE.

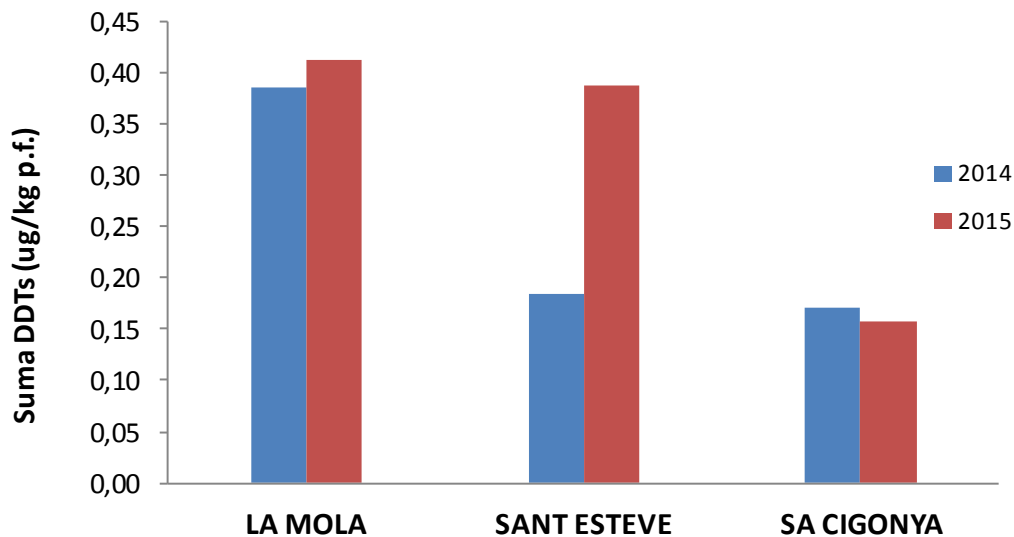


Figura 4.17. Comparación de las concentraciones de suma de DDTs en caracolas de las distintas áreas de muestreo expresada en µg/kg de peso fresco.



Metales pesados

Sedimento

Los metales pesados se acumulan en los sedimentos de diferentes formas, dependiendo de sus características morfológicas y geoquímicas, y generalmente sus concentraciones aumentan significativamente al disminuir el tamaño de las partículas que forman el sedimento. Por ello, sedimentos muy arenosos o muy fangosos reflejen de forma diferente la contaminación de una zona. En la Tabla 4.22 se muestran las concentraciones estimadas en 2015 (después del dragado) para los diferentes metales analizados y en las Figuras 4.18 a 4.25 se comparan estos valores con los estimados en 2014 (antes del dragado).

Tabla 4.22. Concentraciones de metales en sedimentos del 2105 (Unidades: mg/kg peso seco. Al y Fe en %).

Metales	EI2	EI1	EI3	EE1	EE2	EE3	PV
Al	2,99	2,25	1,08	2,47	1,99	1,58	2,17
As	20,9	16,7	8,23	13,0	13,0	10,3	17,6
Cd	0,129	0,096	0,107	0,037	0,033	0,050	0,045
Cu	66,2	44,5	8,54	5,39	7,03	7,51	11,0
Cr	50,4	32,7	14,1	24,7	27,3	28,3	29,6
Fe	1,93	1,21	0,602	1,38	1,33	1,38	1,60
Hg	0,765	0,520	0,032	0,011	0,011	0,022	0,038
Li	33,0	25,5	15,8	16,7	23,7	21,8	29,6
Mn	214	164	181	363	281	232	189
Ni	22,2	18,4	9,80	11,6	14,5	15,5	15,4
Pb	94,8	65,7	9,55	5,78	7,90	9,11	10,6
Zn	125	85,4	24,9	31,6	37,0	34,3	38,4

En general, como ocurrió en 2014, la distribución de los diferentes metales muestra un gradiente de concentración desde los puntos más interiores del Puerto de Maó hacia el exterior. La actividad portuaria y urbana en el interior del Puerto se refleja claramente en los niveles detectados de algunos de los metales analizados. Los menores valores corresponden con las estaciones exteriores y son del mismo orden que los estimados en el punto de vertido.

Arsénico: Los valores más elevados se estimaron en las dos estaciones más interiores del Puerto (EI2 y EI1) y en el punto de vertido (Figura 4.18). La distribución es, en general, bastante homogénea en toda la zona de estudio y del mismo orden en ambos años. Todas las muestras sobrepasan el ERL, muy levemente en el caso de la estación



EI3, por lo que podría producirse algún efecto subletal a medio o a largo plazo en los organismos existentes en la zona. Sin embargo, las concentraciones se mantienen bastante alejadas del ERM.

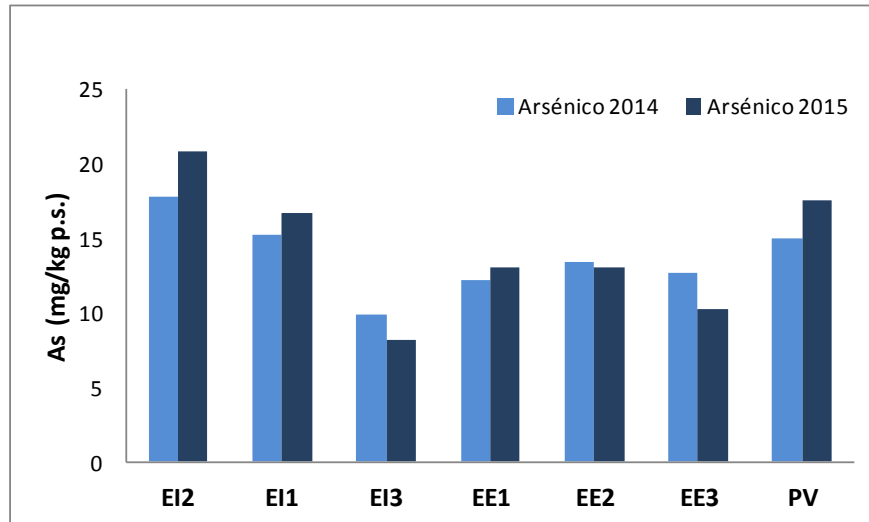


Figura 4.18. Distribución de arsénico en sedimentos.

Cadmio: Los valores más bajos se estimaron en las estaciones exteriores, que muestran concentraciones muy similares en ambos años (Figura 4.19). Se ha observado una clara disminución en la estación EI1 después del dragado y un incremento en la estación EI3. Los valores obtenidos en ambos años se encuentran muy por debajo del ERL (1,2 mg/kg.), por lo que las concentraciones de este metal no deben producir efectos adversos en los organismos que habitan el área de estudio.

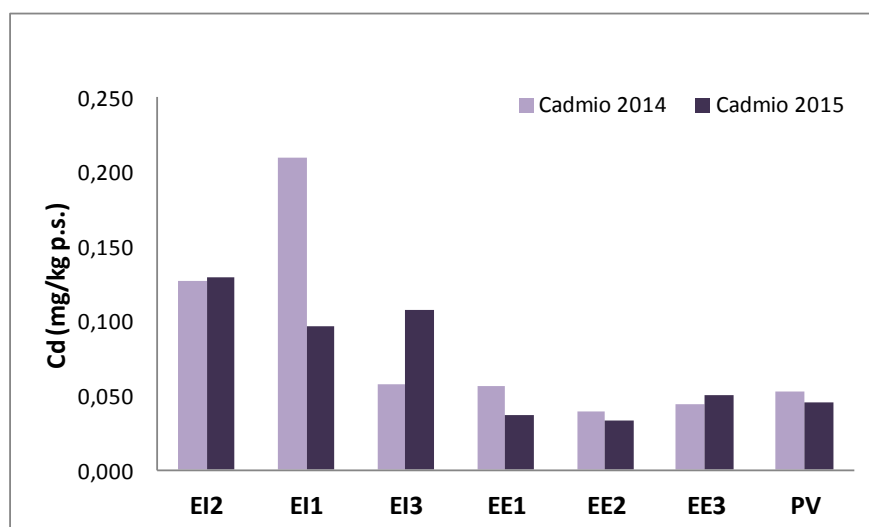


Figura 4.19. Distribución de cadmio en sedimentos.



Cobre: En ambos años, las concentraciones son bajas y muy uniformes en las estaciones del exterior del Puerto de Maó (Figura 4.20), y no superan el ERL, por lo que no se espera toxicidad potencial en esas zonas. Las estaciones interiores EI2 y EI1 superaron el ERL (34 mg/kg) antes (2014) y después del dragado (2015).

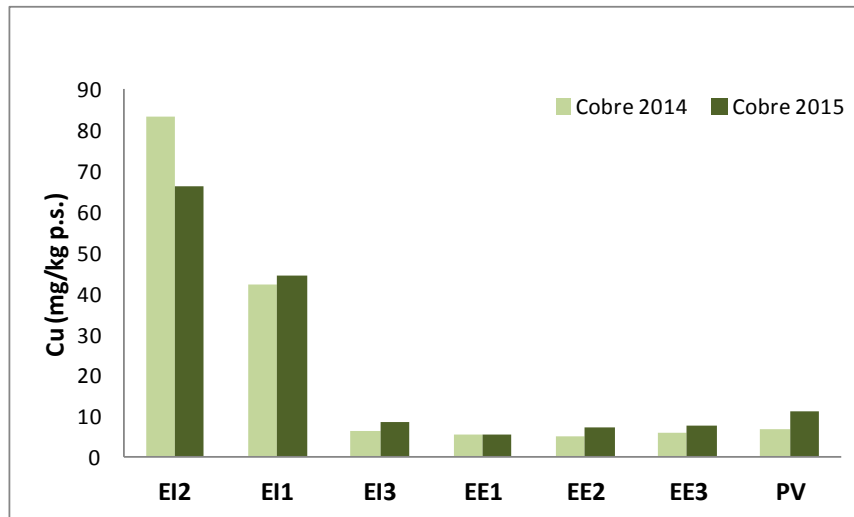


Figura 4.20. Distribución de cobre en sedimentos.

Cromo: Se observa un gradiente de concentración desde el interior del Puerto de Maó hacia el exterior (Figura 4.21). Los niveles estimados en 2015 fueron, en general, un poco más bajos que los de 2014. En los dos años, las concentraciones no han superado el ERL de este metal (81 mg/kg), por lo que a priori no presentan toxicidad potencial.

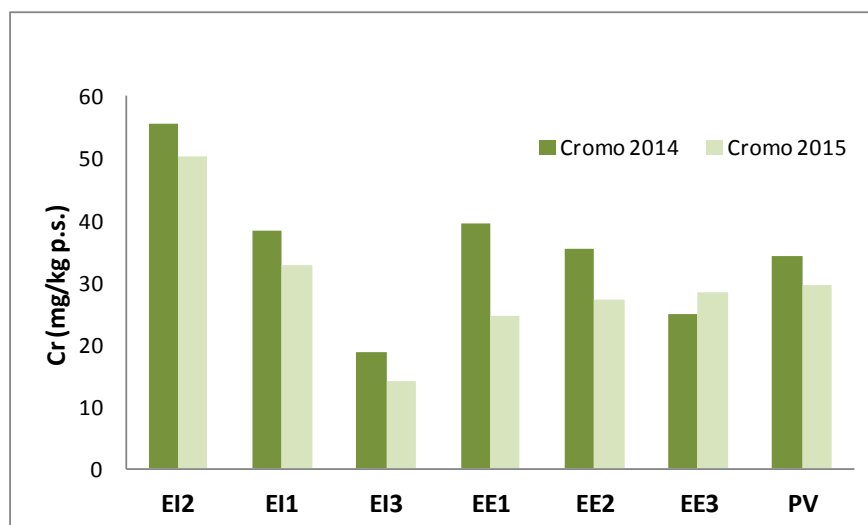


Figura 4.21. Distribución de cromo en sedimentos.



Níquel: Únicamente se sobrepasa muy ligeramente el ERL (21 mg/kg) en la estación más interior (EI2) del Puerto de Maó (Figura 4.22). Los valores de 2015 son bastante homogéneos en todas las estaciones, siendo superiores a los de 2014 en el punto de vertido y su área de influencia exterior al Puerto.

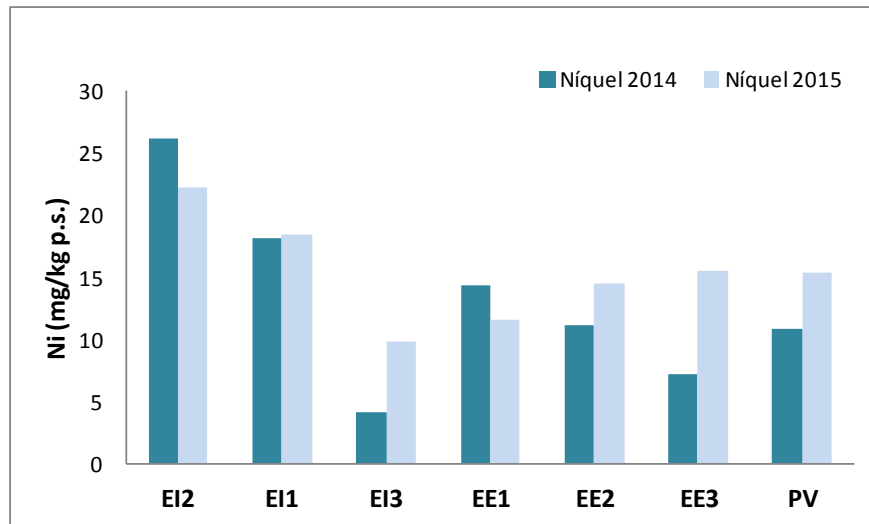


Figura 4.22. Distribución de níquel en sedimentos.

Plomo: En ambos años se estimaron valores bajos en todas las estaciones exteriores del Puerto de Maó (Figura 4.23). Las concentraciones en las estaciones interiores del Puerto EI2 y EI1 son inferiores en 2015 respecto a 2014, y en ambos casos superan el valor del ERL, pero no es así con el ERM (220 mg/kg) no es superado en la zona interna.

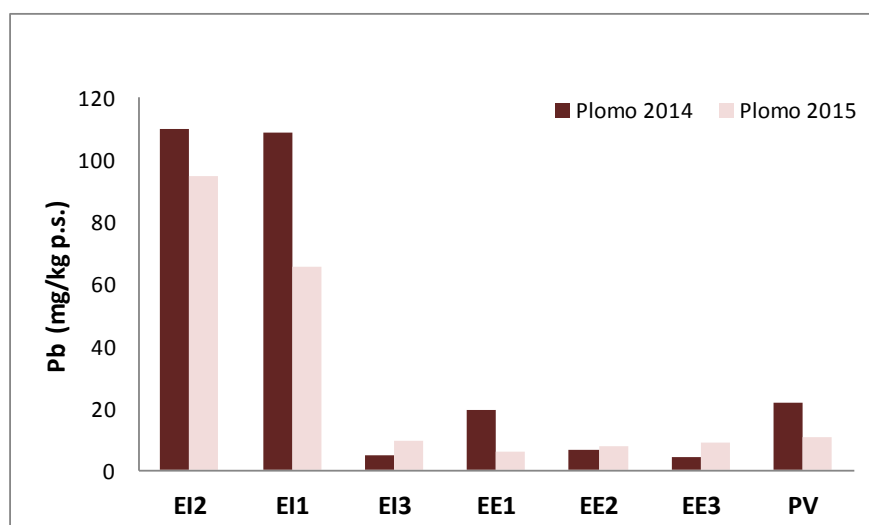


Figura 4.23. Distribución de plomo en sedimentos.



Zinc: Las estimaciones de 2014 y 2015 (antes y después del dragado, respectivamente) presentan valores inferiores al límite ERL establecido para este metal, incluso en las estaciones más interiores del Puerto de Maó, si bien se observó un claro gradiente del interior al exterior del Puerto (Figura 4.24). Los valores obtenidos en el punto de vertido y estaciones próximas son muy homogéneos y en 2015 son ligeramente superiores a 2014.

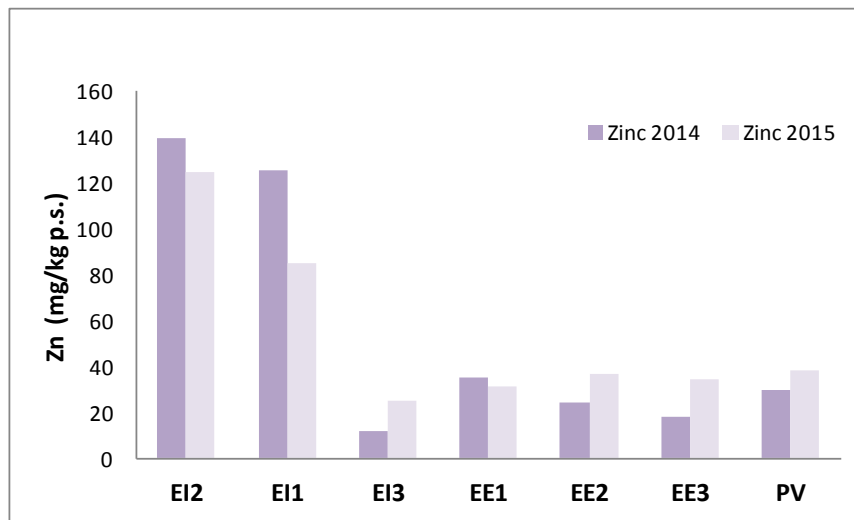


Figura 4.24. Distribución de zinc en sedimentos.

Mercurio: Las estaciones exteriores del Puerto de Maó presentan valores bajos respecto a las más interiores del puerto (Figura 4.25). Antes (2014) y después (2015) del dragado, la estación más interna (EI2) superó el ERM (0,71 mg/kg), por lo que pueden producirse efectos tóxicos agudos sobre los organismos que habitan en esta zona. La otra estación interna, EI1, sobrepasó el ERL, aunque no el ERM, tanto en 2014 como en 2015.

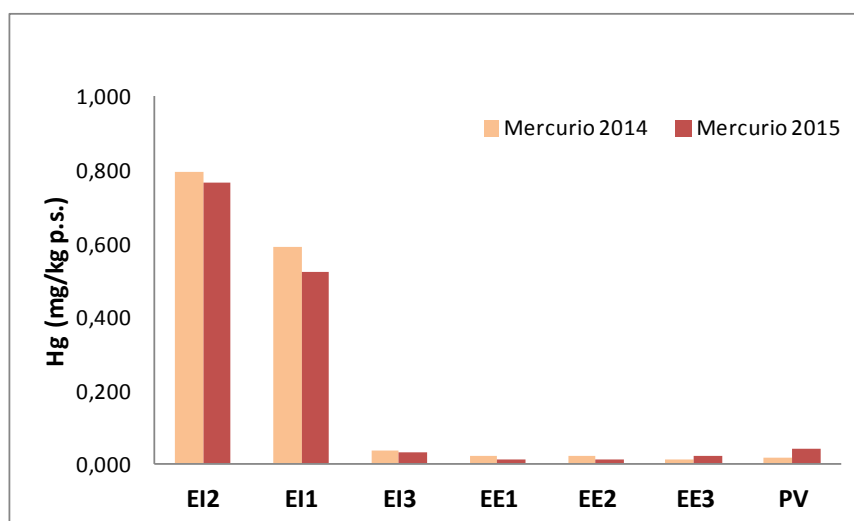


Figura 4.25. Distribución de mercurio en sedimentos.



En la Figura 4.26 se presentan las estimaciones de otros elementos metálicos (aluminio, hierro, litio y manganeso) antes (2014) y después (2015) del dragado. No existen valores de ERL y ERM para estos elementos, que tampoco son muy relevantes desde el punto de vista medioambiental.

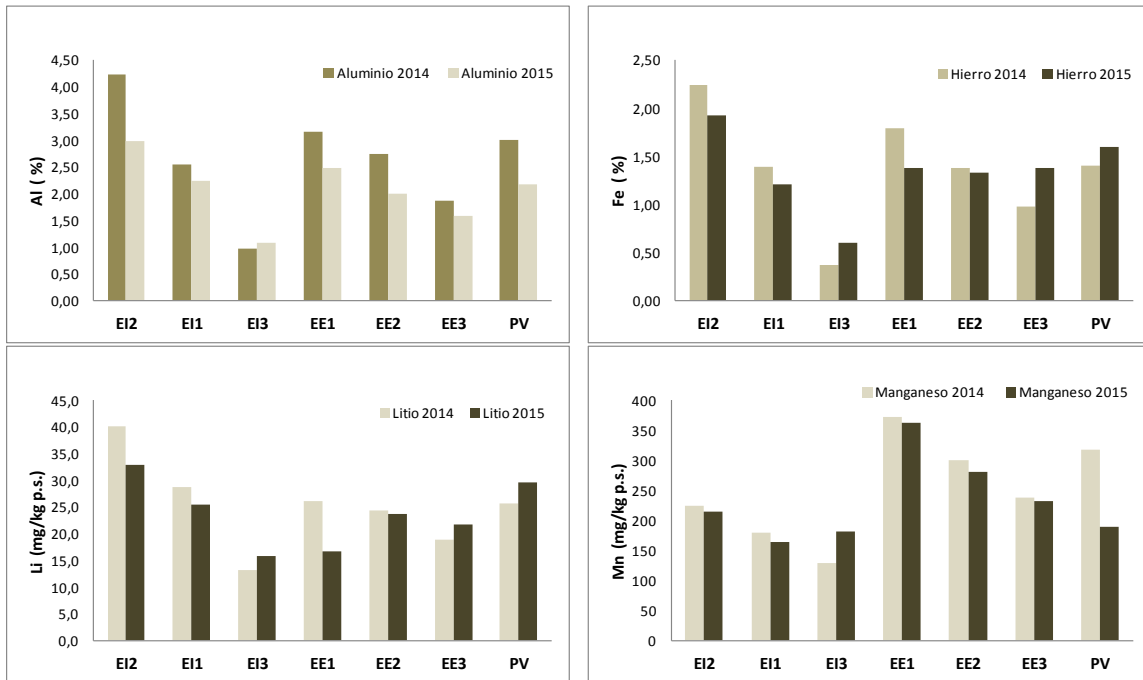


Figura 4.26. Distribución de aluminio, hierro, litio y manganeso en sedimentos.

Como ya se había observado en el estudio previo al dragado, los niveles de los diferentes metales analizados en las estaciones interiores y exteriores del Puerto de Maó mostraron un claro gradiente de concentración. Las estimaciones fueron mucho más elevadas en las estaciones interiores que en las situadas en el exterior del Puerto, así como en el punto de vertido.

Mejillón

Como se ha señalado en el apartado correspondiente al muestreo, en 2015 únicamente se estudiaron mejillones procedentes de la estación 5289, de los que se prepararon tres submuestras (E1, E2 y E3) que se analizaron por separado (Tabla 4.23). En la Tabla 4.24 y la Figura 4.27 se muestran los valores obtenidos en 2014 y 2015 para la estación muestreada en ambos años (5289).



Tabla 4.23. Concentraciones de metales en mejillón del Puerto de Maó. Año 2015. (Unidades: mg/kg peso seco).

MUESTRA	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
15MG5289E1	18,70	0,455	12,8	0,269	4,67	94,5
15MG5289E2	17,80	0,483	12,5	0,261	4,81	102,0
15MG5289E3	17,10	0,466	13,2	0,262	4,75	99,3

Tabla 4.24. Concentraciones de metales en mejillón. Años 2014 y 2015. (Media de los 3 replicados \pm desviación estándar). Unidades: mg/kg peso seco.

MUESTRA	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
14MG5289	8,94 \pm 0,266	0,917 \pm 0,060	12,67 \pm 1,193	0,236 \pm 0,014	4,44 \pm 0,808	127 \pm 12,20
15MG5289	17,87 \pm 0,802	0,468 \pm 0,014	12,83 \pm 0,351	0,264 \pm 0,004	4,74 \pm 0,070	98,60 \pm 3,80

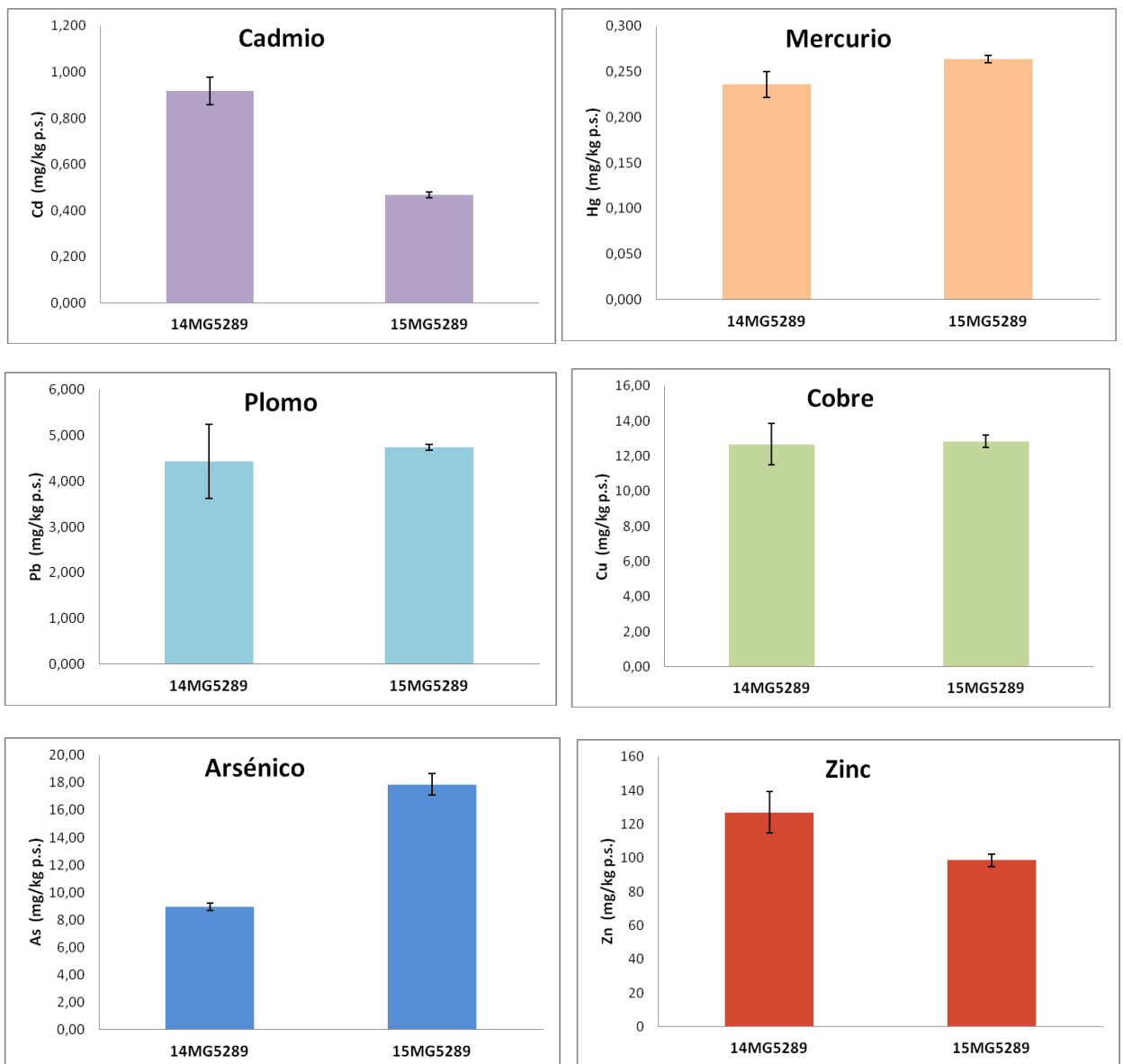


Figura 4.27. Niveles de metales en mejillón del Puerto de Maó (Unidades: mg/kg peso seco).



Los valores de cadmio estimados en 2015 (después del dragado) son prácticamente la mitad que los estimados en 2014. También se ha observado una disminución de los niveles de zinc. Se trata en ambos casos de metales cuya concentración en mejillones está generalmente más asociada a características naturales del medio que a aportes antropogénicos. No se observaron variaciones en las concentraciones de mercurio, plomo y cobre estimados en ambos años.

Se observó un incremento importante en los valores de arsénico, si bien no puede señalarse las actividades del dragado como causantes de este aumento. En este sentido, señalar que diversos autores han mostrado que las fuentes naturales y antropogénicas pueden contribuir a los niveles de arsénico en los tejidos de mejillón, tanto como otros factores biológicos y estacionales (Klaric *et al.*, 2004; Valette-Silver *et al.*, 1999). En 2014 y 2015, el cadmio presentó niveles por debajo del BAC, mientras que los valores de mercurio y plomo fueron superiores, pero muy alejados del límite permitido para consumo humano. Para el resto de los metales analizados (cobre, arsénico y zinc), no existen límites regulados para consumo humano y tampoco se han calculado los BC y BAC.

Caracola

Las concentraciones estimadas en 2015 (después del dragado) se muestran en la Tabla 4.25, mientras que en la Figura 4.28 se comparan estos valores con los de 2014 (antes del dragado). En general, para cadmio, mercurio, cobre y zinc no se observan grandes diferencias entre ambos años. Para el arsénico, en La Mola y Sant Esteve se han estimado valores superiores en 2015 que en 2014, mientras que en Sa Cigonya los valores mayores son los de 2014. Los valores de plomo estimados en 2015 son mucho más bajos que los de 2014. Se han repetido los análisis de ambos años para descartar un error analítico y no se ha encontrado explicación para estas diferencias.

Tabla 4.25. Concentraciones de metales en caracola de Maó del año 2015. Unidades: mg/kg peso seco.

MUESTRA	LA MOLA	SANT ESTEVE	SA CIGONYA
As	279	255	143
Cd	7,39	6,79	10,1
Cu	576	888	677
Hg	0,367	0,318	0,191
Pb	125	25	124
Zn	1316	2168	1435

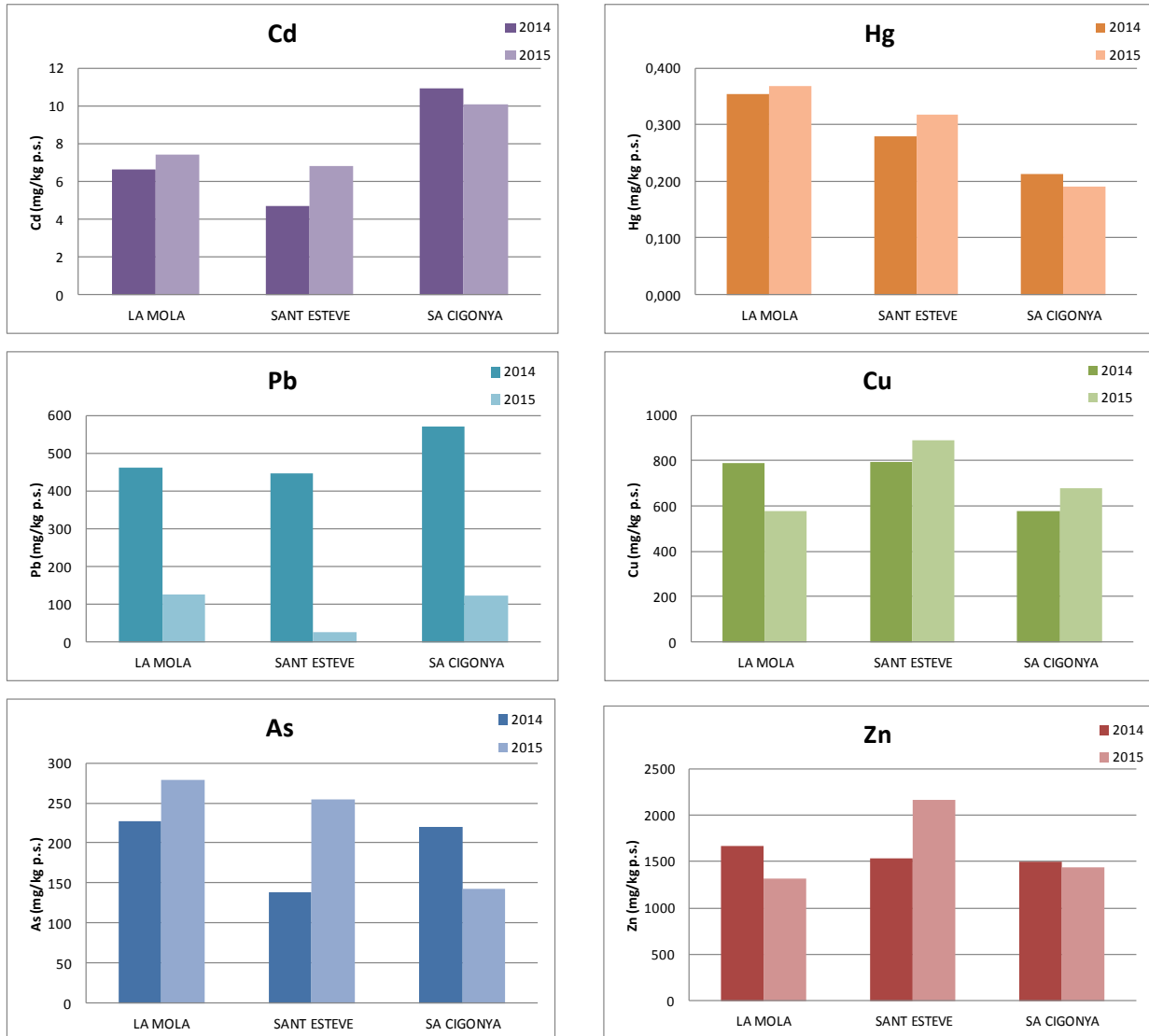


Figura 4.28. Niveles de metales en caracola de Maó (Unidades: mg/kg peso seco).

No existen criterios de referencia para moluscos gasterópodos, ni tampoco se han encontrado estudios de niveles de metales en esta especie. Para todos los metales analizados, excepto para el mercurio que son del mismo orden, las concentraciones encontradas en caracola son superiores que las obtenidas en el mejillón del interior del Puerto de Maó. En este sentido hay que señalar que las distintas especies presentan un patrones de acumulación de contaminantes diferentes.

Respuestas de los bio-marcadores en mejillón

Los valores de supervivencia en condiciones aéreas (SoS) en los mejillones estudiados en 2015 (antes del dragado) fueron coincidentes con el criterio de valoración ambiental establecido para este biomarcador y que es de cinco días (Davies *et al.*, 2012). Ello indica



un estrés fisiológico moderado-alto, pero visiblemente menor que el observado en 2014. Estos resultados se pueden asociar a una ligera mejora de la calidad ambiental de las aguas del Puerto de Maó entre 2014 (antes del dragado) y 2015 (Tabla 4.26; Figura 4.29). Asimismo, la mayoría de los mejillones estudiados en 2015 mostraron una estabilidad de la membrana lisosomal (LMS) moderada-alta (Figura 4.30), resultando los valores medios del tiempo de retención (RT) superiores al criterio de valoración ambiental establecido para este biomarcador y que es de 50 minutos (Davies *et al.*, 2012). Ello confirma las valoraciones realizadas con los resultados del SoS.

Tabla 4.26. Tiempos de supervivencia en condiciones aéreas (SoS) y de estabilidad de la membrana lisosomal (LMS) en mejillones procedentes del Puerto de Maó en Enero-Febrero del 2014 (pre-operacional) y Febrero 2015 (pos-operacional).

Estación	Descripción	Características	Fecha muestreo	SoS LT50 (Días)	LMS RT (minutos)
5294	Base Naval	1 mes de fondeo (proceden del DE)	30/01/2014	4	43
5289	Cala Rata	6 meses de fondeo-semilla propia (de la propia zona)	10/02/2014	3	48
5289	Cala Rata	6 meses de fondeo-semilla propia (de la propia zona)	10/02/2015	5	95

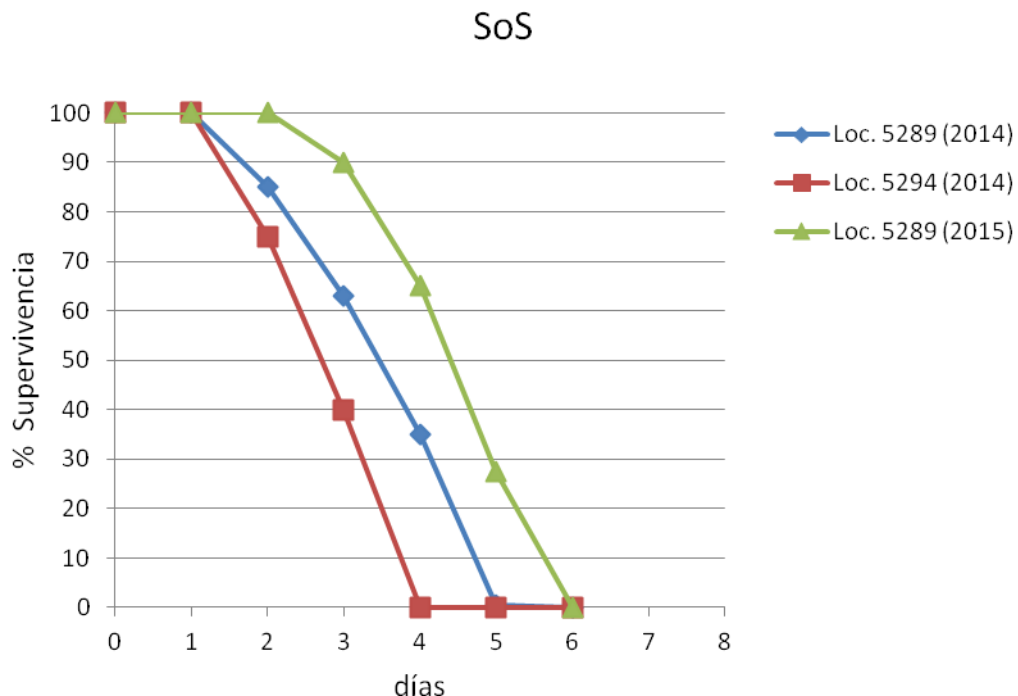


Figura 4.29. Porcentaje de supervivencia en condiciones aéreas de mejillón procedente de dos localidades del Puerto de Maó.

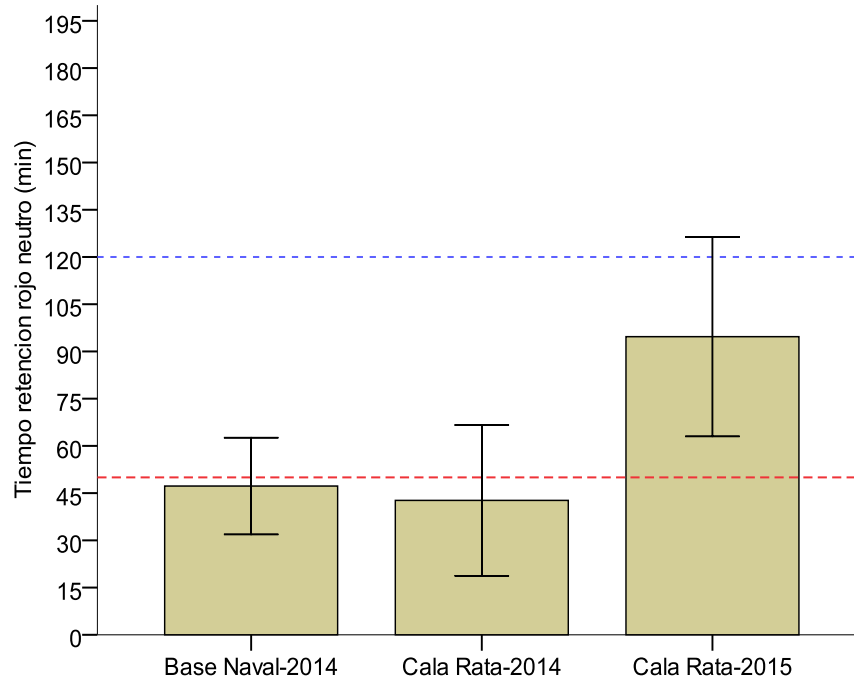


Figura 4.30. Tiempos de retención (RT) del colorante rojo neutro dentro de lisosomas de mejillón de dos localidades del Puerto de Maó muestreadas en Febrero del 2014 y febrero del 2015.

Metales pesados en especies ícticas de interés pesquero

Para evaluar los posibles riesgos para la salud humana, derivados del consumo de las diferentes especies pesqueras, se compararon los valores estimados de Pb, Cd y Hg con los límites máximos de estos elementos en productos alimenticios, regulados en los Reglamentos EC N° 488/2014, del 12 de mayo, y EC N° 629/2008, del 2 de julio, que modifican el Reglamento EC N° 1881/2006. Para el resto de los elementos analizados (As, Cu y Zn) no hay límites legislados.

En carne de pescado, el contenido máximo permitido (CMP) de Cd para las especies objeto de estudio es 0,050 mg/kg peso húmedo y para el Pb 0,30 mg/kg peso húmedo. Para el Hg, el rape y el salmonete figuran en los reglamentos mencionados como especies excepcionadas, junto con otras, por lo que se le aplica un límite máximo de 1,0 mg/kg peso húmedo, en vez del 0,5 mg/kg peso húmedo aplicable al resto de las especies (en este estudio el cabracho).

En las Tablas 4.27 a 4.29 se presentan los resultados obtenidos en 2015 (después del dragado) por especie en las dos zonas seleccionadas (Maó y Ciutadella). Las concentraciones de todos los metales analizados se expresan en mg/kg peso húmedo o



peso fresco. Los estadísticos de los niveles de metales pesados antes (2014) y después (2015) del dragado se presentan en las Tablas 4.30 a 4.35.

Tabla 4.27. Concentraciones de metales pesados, mg/kg p.h., en rape (*L. piscatorius*).

Muestra	Talla (cm)	Peso (gr)	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
Maó								
Pisca C1 Maó	70,5	3300	12,0	<LD	0,196	0,967	<LD	3,13
Pisca C2 Maó	65,5	2800	11,8	<LD	0,157	0,564	<LD	2,83
Pisca C3 Maó	49,5	1400	7,90	<LD	0,147	0,504	<LD	2,74
Pisca C4 Maó	59,5	2450	10,2	<LD	0,130	0,583	<LD	2,89
Pisca C5 Maó	48,5	1292	15,3	<LD	0,338	0,531	<LD	2,65
Pisca C6 Maó	68,5	3258	4,23	<LD	0,141	2,156	<LD	2,79
Ciudadella								
Pisca C1 Ciuta	62,5	3000	17,0	<LD	0,177	0,808	<LD	2,72
Pisca C2 Ciuta	67,0	3500	11,8	<LD	0,230	0,824	<LD	3,15
Pisca C3 Ciuta	58,5	2200	6,67	<LD	0,138	1,14	<LD	2,98
Pisca C4 Ciuta	56,0	1865	24,8	<LD	0,147	0,918	<LD	2,67
Pisca C5 Ciuta	50,0	1309	18,1	<LD	0,161	0,594	<LD	3,12
Pisca C6 Ciuta	65,5	3100	19,3	<LD	0,125	0,629	<LD	2,80

Tabla 4.28. Concentraciones de metales pesados, mg/kg p.h., en cabracho (*S. scrofa*).

Muestra	Talla (cm)	Peso (gr)	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
Maó								
Scrofa C1 Maó	33,3	580	0,888	<LD	0,130	0,264	0,010	2,34
Scrofa C2 Maó	27,6	373	2,09	0,001	0,137	0,344	0,037	2,31
Scrofa C3 Maó	32,2	596	3,74	0,003	0,137	0,357	<LD	2,64
Scrofa C4 Maó	30,4	421	2,01	0,001	0,175	0,386	<LD	4,97
Scrofa C5 Maó	31,2	496	1,79	0,002	0,134	0,281	<LD	2,42
Scrofa C6 Maó	30,8	490	2,69	0,009	0,141	0,816	<LD	3,18
Ciudadella								
Scrofa C1 Ciudad	27,2	321	0,752	<LD	0,129	0,108	<LD	2,42
Scrofa C2 Ciudad	32,3	579	1,34	<LD	0,102	0,284	0,018	2,67
Scrofa C3 Ciudad	30,2	538	0,610	<LD	0,123	0,186	<LD	2,95
Scrofa C4 Ciudad	25,6	312	1,79	<LD	0,150	0,178	<LD	3,40
Scrofa C5 Ciudad	30,6	528	1,43	<LD	0,166	0,280	0,033	3,14
Scrofa C6 Ciudad	29,4	472	4,25	0,005	0,127	0,174	<LD	2,49



Tabla 4.29. Concentraciones de metales pesados, mg/kg p.h., en salmonete (*M. surmuletus*).

Muestra	Talla (cm)	Peso (gr)	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
Maó								
MULLUS C1 Maó	22,7	152	19,0	<LD	0,315	0,091	<LD	2,43
MULLUS C2 Maó	25,6	209	15,2	0,004	0,248	0,255	<LD	2,65
MULLUS C3 Maó	16,0	48	16,4	0,007	0,593	0,064	<LD	3,22
MULLUS C4 Maó	18,9	83	23,6	<LD	0,281	0,087	<LD	2,43
MULLUS C5 Maó	23,7	159	32,9	<LD	0,235	0,113	<LD	2,47
MULLUS C6 Maó	19,3	87	17,6	0,005	0,336	0,074	<LD	2,55
MULLUS C7 Maó	19,0	83	17,0	<LD	0,220	0,091	<LD	2,98
MULLUS C8 Maó	17,3	64	19,4	0,002	0,381	0,079	<LD	2,64
MULLUS C9 Maó	20,7	94	15,4	0,002	0,194	0,252	0,026	2,69
MULLUS C10 Maó	18,4	78	17,8	0,002	0,339	0,146	<LD	2,75
Ciutadella								
MULLUS C1 Ciutad	25,8	257	52,5	<LD	0,271	0,252	<LD	2,74
MULLUS C2 Ciutad	18,6	89	26,5	0,003	0,387	0,107	<LD	3,98
MULLUS C3 Ciutad	20,3	114	22,3	<LD	0,235	0,125	<LD	2,65
MULLUS C4 Ciutad	18,5	85	21,3	<LD	0,292	0,065	<LD	3,07
MULLUS C5 Ciutad	18,2	75	14,8	0,001	0,318	0,124	<LD	3,40
MULLUS C6 Ciutad	20,5	107	18,2	0,002	0,474	0,125	0,031	3,69
MULLUS C7 Ciutad	20,0	97	17,6	<LD	0,369	0,115	0,013	2,68
MULLUS C8 Ciutad	20,5	113	17,9	0,003	0,355	0,139	<LD	3,31
MULLUS C9 Ciutad	19,5	90	22,6	<LD	0,296	0,082	<LD	3,07
MULLUS C10 Ciutad	20,3	107	38,2	<LD	0,261	0,152	<LD	3,20

Se observa que las concentraciones de Pb y Cd en las tres especies (rape, cabracho y salmonete) se encuentran muy alejadas de los límites máximos para consumo humano. Todas las muestras de rape han sido inferiores al límite de detección (LD) del método analítico utilizado para el Cd (0,001 mg/kg) y el Pb (0,010 mg/kg) y en la mayoría de las muestras de las otras dos especies (cabracho y salmonete), los valores para estos elementos son muy bajos o inferiores al LD.

De los 6 ejemplares de rape analizados en cada una de las zonas, uno de ellos en cada área sobrepasó el CMP para el Hg. Este porcentaje es similar al obtenido en las muestras analizadas en 2014 y son del mismo orden que los observados en muestras de las demarcaciones Noratlántica (Galicia-Cantábrico; 0,026-0,616 mg/kg) u otras zonas del Mediterráneo español (demarcación Levantino-Balear; 0,205-2,43 mg/kg). Las muestras de salmonete presentan unos valores de Hg muy inferiores al CMP y una de las muestras



de cabracho recogidas en la zona de Maó ha sobrepasado el límite para este elemento (0,50 mg/kg).

En el rape se observa que los valores estimados en 2014 y 2015 son similares (Tablas 4.30 y 4.31). En ambos años, algún ejemplar sobrepasó el CMP de Hg. Los valores de Cd y Pb son mucho menores que los CMP en ambos años. En el cabracho (Tablas 4.32 y 4.33) se observó un ligero incremento en las concentraciones de Hg de las muestras procedentes de Maó en 2015 e incluso un ejemplar sobrepasó el CMP para esta especie (0,50 mg/kg). El resto de los elementos no presentó grandes diferencias entre ambos años. Los valores estimados en salmonete (Tablas 4.34 y 4.35) fueron similares.

Tabla 4.30. Estadísticos básicos correspondientes al año 2014: rape (Unidades, mg/kg p.h.).

Muestra	Talla (cm)	Peso (gr)	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
Maó								
Media	59,8	2858	17,6	0,002	0,133	0,940		3,54
Mediana	61,4	2694	14,0	0,001	0,132	0,751		3,47
Mínimo	45,2	1202	5,26	< LD	0,110	0,189	< LD	3,16
Máximo	72,0	4850	44,3	0,004	0,155	1,88	0,011	4,10
Ciudadella								
Media	57,9	2480	9,24	0,002	0,094	0,579	0,019	3,30
Mediana	56,0	2359	8,54	0,002	0,099	0,773	0,019	3,34
Mínimo	47,7	1195	8,06	< LD	0,066	0,106	< LD	2,75
Máximo	69,8	4371	12,59	0,002	0,115	0,885	0,025	3,71

Tabla 4.31. Estadísticos básicos correspondientes al año 2015: rape (Unidades, mg/kg p.h.).

Muestra	Talla (cm)	Peso (gr)	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
Maó								
Media	60,3	2417	10,2		0,185	0,884		2,84
Mediana	62,5	2625	11,0		0,152	0,574		2,81
Mínimo	48,5	1292	4,23	< LD	0,130	0,504	< LD	2,65
Máximo	70,5	3300	15,3	<LD	0,338	2,16	<LD	3,13
Ciudadella								
Media	59,9	2496	16,3		0,163	0,819		2,91
Mediana	60,5	2600	17,6		0,154	0,816		2,89
Mínimo	50,0	1309	6,67	<LD	0,125	0,594	<LD	2,67
Máximo	67,0	3500	24,8	<LD	0,230	1,140	<LD	3,15



Tabla 4.32. Estadísticos básicos correspondientes al año 2014: cabracho (Unidades, mg/kg p.h.).

Muestra	Talla (cm)	Peso (gr)	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
Maó								
Media	30,6	497	2,26	0,002	0,119	0,134		2,63
Mediana	29,7	454	2,23	0,002	0,119	0,104		2,62
Mínimo	28,0	325	0,677	< LD	0,105	0,067	< LD	2,21
Máximo	36,0	809	4,33	0,003	0,129	0,253	0,011	3,03
Ciudadella								
Media	28,9	420	2,11	0,003	0,164	0,265	0,016	3,64
Mediana	29,0	414	2,02	0,002	0,133	0,224	0,016	3,36
Mínimo	25,4	291	1,01	0,002	0,104	0,110	< LD	2,91
Máximo	31,7	587	3,55	0,007	0,330	0,441	0,023	4,96

Tabla 4.33. Estadísticos básicos correspondientes al año 2015: cabracho (Unidades, mg/kg p.h.).

Muestra	Talla (cm)	Peso (gr)	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
Maó								
Media	30,9	493	2,20		0,142	0,408		2,98
Mediana	31,0	493	2,05		0,137	0,351		2,53
Mínimo	27,6	373	0,888	< LD	0,130	0,264	< LD	2,31
Máximo	33,3	596	3,74	0,009	0,175	0,816	0,037	4,97
Ciudadella								
Media	29,2	458	1,70		0,133	0,202		2,85
Mediana	29,8	500	1,39		0,128	0,182		2,81
Mínimo	25,6	312	0,610	<LD	0,102	0,108	< LD	2,42
Máximo	32,3	579	4,25	0,005	0,166	0,284	0,033	3,40

Tabla 4.34. Estadísticos básicos correspondientes al año 2014: salmonete (Unidades, mg/kg p.h.).

Muestra	Talla (cm)	Peso (gr)	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
Maó								
Media	21,3	123,8	16,3	0,003	0,258	0,118	0,035	2,46
Mediana	21,8	115,7	14,0	0,002	0,258	0,118	0,029	2,32
Mínimo	17,7	66,8	10,8	0,001	0,231	0,058	0,011	2,07
Máximo	24,5	190,9	26,8	0,006	0,280	0,188	0,083	3,33
Ciudadella								
Media	19,2	87,9	19,5	0,020	0,298	0,128	0,216	2,79
Mediana	19,6	88,6	20,1	0,019	0,280	0,137	0,214	2,79
Mínimo	16,3	47,5	12,5	0,003	0,228	0,029	0,035	2,49
Máximo	21,4	128,2	29,1	0,044	0,472	0,212	0,391	3,02



Tabla 4.35. Estadísticos básicos correspondientes al año 2015: salmonete (Unidades, mg/kg p.h.).

Muestra	Talla (cm)	Peso (gr)	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
Maó								
Media	20,2	106	19,4	0,004	0,314	0,125		2,68
Mediana	19,2	85	17,7	0,003	0,298	0,091		2,65
Mínimo	16,0	48	15,2	<LD	0,194	0,064	<LD	2,43
Máximo	25,6	209	32,9	0,007	0,593	0,255	0,026	3,22
Ciudadella								
Media	20,2	113	25,2		0,326	0,129		3,18
Mediana	20,2	102	21,8		0,307	0,125		3,14
Mínimo	18,2	75	14,8	<LD	0,235	0,065	<LD	2,65
Máximo	25,8	257	52,5	0,003	0,474	0,252	0,031	3,98

En 2014, dos ejemplares de salmonete procedentes de Ciudadella sobrepasaron ligeramente el límite del Pb (0,30 mg/kg). En 2015, los valores de las muestras procedentes de de Ciudadella son mucho más bajos e incluso muchas de las muestras presentan niveles inferiores al límite de detección del método analítico (0,010 mg/kg). El muestreo realizado en Ciudadella durante 2015 correspondió a una área mucho más abierta que la zona muestreado en 2014. Los valores son similares a los de otros estudios previos correspondientes a diversas regiones marinas españolas.

Para el cabracho, ninguna de las muestras analizadas superó los límites de consumo humano para el Cd y el Pb, estando muy alejadas del mismo. Un ejemplar del muestreo de 2015 de la zona de Maó sobrepasó el CMP para el Hg. Con respecto a las otras dos especies analizadas, en la Tabla 4.36 se comparan los valores estimados en Menorca con datos previos del IEO en otras zonas del litoral español.

Tabla 4.36. Concentraciones de plomo, cadmio y mercurio en diferentes especies de peces. Unidades: mg/kg peso fresco (n.d.: no detectado).

Especies de peces		Rango	Rango		
Nombre común	Especie	Zona	Plomo	Cadmio	Mercurio
Rape blanco	<i>L. piscatorius</i>	Maó 2014	<0,010-0,011	<0,001-0,004	0,189-1,88
		Maó 2015	<0,010	<0,001	0,504-2,16
		Ciudadella 2014	<0,010-0,025	<0,001-0,002	0,106-0,885
		Ciudadella 2015	<0,010	<0,001	0,594-1,14
		Noratlántica*	<0,002-0,019	<0,001-0,025	0,026-0,616
Rape	<i>Lophius spp.</i>	Levantino-Balear*	<0,016-0,029	0,001-0,003	0,205-2,43



Especies de peces		Rango	Rango		
Nombre común	Especie	Zona	Plomo	Cadmio	Mercurio
Salmonete de roca	<i>M. surmuletus</i>	Maó 2014	0,011-0,083	0,001-0,006	0,058-0,188
		Maó 2015	<0,010-0,026	<0,001-0,007	0,064-0,255
		Ciudadella 2014	0,035-0,391	0,003-0,044	0,029-0,212
		Ciudadella 2015	<0,010-0,031	<0,001-0,031	0,065-0,252
		Noratlántica*	<0,002-0,101	0,001-0,010	0,183-1,34
		Sudatlántica*	<0,002-0,003	<0,001-0,005	0,058-0,480
		Levantino-Balear*	0,004-0,084	0,001-0,003	0,053-0,925
Salmonete de fango	<i>M. barbatus</i>	Levantino-Balear*	0,002-0,080	0,001-0,009	0,010-1,117
		Estrecho y Alborán*	n.d.-0,068	n.d.-0,003	0,019-0,161

*Demarcaciones marinas Españolas de la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina <http://www.magrama.gob.es/es/costas/temas/estrategias-marinas>. Descriptor 9.

CONCLUSIONES





7. CONCLUSIONES

- 7.1.** El punto de vertido y área adyacente se localizan sobre la plataforma insular oriental de Menorca, que presenta una pendiente media de $0,79^\circ$ y una orientación sur-sudeste (dirección 116°N). La profundidad mínima registrada en el levantamiento batimétrico realizado fue de 6,9 m, la máxima de 149,4 m y la media de 70,9 m. Dentro de la relativa homogeneidad del fondo marino cartografiado, destacan algunos elementos geomorfológicos singulares, tales como los afloramientos rocosos que se prolongan al este de La Mola o un campo de ondas de sedimento de más de 30 km^2 de extensión en la mitad oriental del área prospectada. También se han detectado formas de fondo de origen antrópico, como marcas producidas por artes de arrastre y vertidos de dragados previos. El punto de vertido actual se enmarca en una zona en la que el fondo marino fue previamente impactado por el vertido de obras de dragado anteriores, y en la que también se han detectado marcas de arrastre. La concavidad del fondo en el punto de vertido propuesto es adecuada para el confinamiento blando de los sedimentos dragados.
- 7.2.** Los modelos digitales de elevaciones (MDE), realizados a partir del levantamiento batimétrico previo y del levantamiento batimétrico posterior a las obras de dragado realizadas en 2014, han permitido calcular el volumen vertido. El incremento de volumen detectado afecta a un área de 32,38 ha. La diferencia de profundidad entre los levantamientos previo y posterior al vertido fue $<10 \text{ cm}$ en el 75% de este área y la máxima diferencia de profundidad medida fue de 1,44 m. Desde una vista cenital, los depósitos tienen forma de elipse, siendo el eje mayor de esta elipse de 850 m y el eje menor de 500 m. El incremento de volumen medido tras el vertido es de $163,890 \text{ m}^3$ con un error estimado de $\pm 14,8\%$.
- 7.3.** Los modelos digitales del terreno (MDT), realizados a partir del registro de reflectividad del fondo marino antes y después de las obras de dragado, han permitido detectar y delimitar los depósitos de vertido de dragado anteriores a 1995 y los depósitos del dragado de 2014. Para este último vertido de dragado se ha identificado una superficie afectada de 100 ha alrededor del punto de vertido. En ella se distinguen una zona de alta reflectividad de 60 ha de extensión y otra zona de baja reflectividad de 40 ha. La primera y más reflectiva es el resultado del depósito de los materiales más gruesos, que describen una trayectoria de descenso vertical al ser vertidos por el gánguil. La zona menos reflectiva tiene forma de media



luna y se sitúa al suroeste del punto de vertido. Probablemente la zona de menor reflectividad se deba a la advección de la fracción fina del material vertido producida por las corrientes marinas. Según el registro de reflectividad, este transporte tiene un alcance máximo de 100 m hacia el sur, desde el punto de vertido. Aunque es posible que los sedimentos de menor densidad hayan llegado más allá de los 100 m, habría sido en una cantidad no detectable en el registro. La única alteración detectable fuera de la zona de vertido son marcas lineales en la dirección del trayecto entre el Puerto de Maó y el punto de vertido, posiblemente debidas a derrames del gánguil durante el transporte de material.

- 7.4. Se ha podido comprobar que el material de dragado vertido se ha depositado en una zona deprimida respecto al relieve circundante. Gracias a ello cabe esperar que la estabilidad del depósito frente a agentes erosivos sea alta.
- 7.5. Las praderas de la fanerógama *Posidonia oceanica* en la franja litoral adyacente al punto de vertido no muestran indicios de impacto causado por el vertido de sedimentos del dragado del puerto de Maó, a lo largo del rango de profundidad de este hábitat, desde sus cotas someras (10 m) hasta el límite inferior, entre 20 y 35 m.
- 7.6. Las poblaciones del bivalvo endémico *Pinna nobilis* en las praderas de *P. oceanica* tampoco muestran signos de impacto derivados por el vertido de sedimentos del dragado. Sin embargo, los individuos parecen fuertemente influenciados por el elevado hidrodinamismo presente en el área, tanto en su cota profunda (20 m) como la somera (10 m), siendo esta última la que muestra signos de mayor impacto.
- 7.7. El sedimento de los fondos de estas praderas de *P. oceanica*, así como los parámetros oceanográficos analizados a lo largo de la columna de agua (0-30 m de profundidad), tampoco han mostrado variación significativa en la composición granulométrica del sedimento antes y después del dragado, por lo que se descartan impactos inducidos por el vertido de sedimentos del dragado.
- 7.8. Antes del dragado del puerto de Maó, la actividad portuaria, la navegación y el entorno urbano eran los responsables de la presencia de hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) en la zona de estudio, especialmente en el interior del Puerto, donde su dilución está más limitada. Después del dragado, las concentraciones de PAHs en sedimento disminuyeron en las estaciones interiores del Puerto, situadas



en el canal de entrada y salida. Por contra, se ha detectado un aumento de los niveles de PAHs en sedimento, tanto en el punto de vertido como en su área de influencia al sur. La incidencia del dragado en el interior del Puerto se ha evidenciado sobre todo en la columna de agua, como muestra el aumento de la concentración de PAHs en mejillón, que se ha cuadruplicado después del dragado. Sin embargo, no se han llegado a superar los criterios eco-toxicológicos aceptados por los Convenios Regionales OSPAR y Barcelona y sólo las concentraciones de benzo-a-antraceno y benzo(g,h,i)perileno en los sedimentos de las estaciones más interiores del Puerto pueden provocar efectos crónicos en los organismos, un hecho que también se había constatado antes del dragado.

- 7.9.** En el caso de los compuestos organoclorados analizados, los de mayor relevancia ambiental son los PCBs por las concentraciones que alcanzan dentro del Puerto a Maó. En las estaciones más interiores, las concentraciones en sedimento son similares a las de zonas más contaminadas del litoral español y llegan a superar los criterios ecotoxicológicos definidos, por lo que pueden presentar un riesgo ambiental. Por contra, las concentraciones obtenidas en las muestras del exterior son similares a las encontradas en sedimentos de la costa mediterránea española, en zonas alejadas de grandes núcleos industriales y urbanos. Los niveles de PCBs en mejillón (*Mytilus galloprovincialis*) detectados se sitúan dentro del intervalo correspondiente a concentraciones moderadas, lo que refleja esta bio-disponibilidad de PCBs en el puerto de Maó. Unas concentraciones moderadas que también se detectaron en estudios previos del IEO (Junio 2013), realizados antes del dragado.
- 7.10.** Las concentraciones de compuestos organoclorados medias antes y después del dragado, no han mostrado variaciones importantes en la calidad ambiental del área portuaria próxima al dragado o en la zona de vertido, atendiendo a criterios ecotoxicológicos. Las variaciones registradas en la concentración de estos compuestos, independientemente de la matriz en la que se hayan medido, han sido bajas y, por tanto, pueden estar ocasionados por factores distintos al potencial incremento de bio-disponibilidad de contaminantes ocasionado por el dragado.
- 7.11.** La mayoría de metales pesados en sedimentos no muestran variaciones importantes antes y después del dragado. Se observa una disminución de las concentraciones de Cd, Pb y Zn en las muestras de 2015 de una de las estaciones del canal de entrada y salida del Puerto, que podría deberse a las actividades de dragado. Por contra, se aprecia un ligero incremento en los niveles de Ni y Zn en el



punto de vertido y las estaciones exteriores adyacentes, que podría tener su origen en el material procedente del dragado. La estación de la bocana del Puerto muestra un incremento de los niveles de Cd después del dragado, si bien estos valores no sobrepasan los niveles que puedan producir efectos adversos para los organismos del área.

- 7.12.** Los resultados indican que las actividades de dragado no han afectado a los niveles de Hg, Pb y Cu en mejillón. Para el resto de los metales analizados, Cd, Zn y As, en muchas ocasiones sus variaciones son debidas más a procesos ambientales naturales que a actividades antropogénicas. Lo mismo ocurre con los niveles observados en la caracola (*Stramonita haemastoma*), en la que no se han observado diferencias significativas en las concentraciones de Cd, Hg, Cu y Zn antes y después del dragado. No es posible explicar la importante disminución observada en los valores de Pb en las muestras de 2014 y 2015.
- 7.13.** Los valores de supervivencia en condiciones aéreas (SoS) estimados en los mejillones después del dragado, indican un estrés fisiológico moderado alto, pero visiblemente menor que el observado antes del dragado, lo que podría sugerir una ligera mejora de la calidad ambiental de las aguas del Puerto de Maó en 2015 con respecto a 2014.
- 7.14.** No se han observado grandes diferencias en las concentraciones de metales previas y posteriores al dragado de las tres especies de interés comercial analizadas: rape *Lophius piscatorius*, cabracho *Scorpaena scrofa* y salmonete *Mullus surmuletus*. Las variaciones observadas en algunos de los elementos pueden ser ocasionadas por factores diferentes a las actividades del dragado. Los valores registrados son similares a los de otros estudios llevados a cabo por el IEO a lo largo de la costa peninsular mediterránea.

BIBLIOGRAFÍA





8. BIBLIOGRAFÍA

- Alomar C., Deudero S., Vázquez-Luis M., Magraner K. 2014. Are isotopic signatures reliable indicators of pelagic-benthic food sources in relation to boating activities? *Ecological Indicators*, Submitted.
- Álvarez E., Grau, A.M. 2011. Xarxa de vigilància de les praderies de *Posidonia oceanica* de Balears (2002-2010). Informe tècnic. Resultats de les estacions de seguiment de les praderies de *Posidonia oceanica* de les Illes Balears. Anys 2002-2010. Direcció General de Medi Rural i Mari. Conselleria d'Agricultura Medi Ambient i Territori. Govern de les Illes Balears.
- Balbín R., López-Jurado J.L., Aparicio-González A., Serra, M. 2014. Seasonal and interannual variability of dissolved oxygen around the Balearic Islands from hydrographic data. *Journal of Marine Systems*, 138: 51-62.
- Ballesteros E., Cebrian E., Alcoverro, T. 2007. Mortality of shoots of *Posidonia oceanica* following meadow invasion by the red alga *Lophocladia lallemandii*. *Botanica Marina*, 50(1): 8-13.
- Besada V., Andrade J.M., Schultze F., González, J.J. 2011. Comparison of the 2000 and 2005 spatial distributions of heavy metals in wild mussels from the North-Atlantic Spanish coast. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74: 373-381.
- Blanc J.J., Jeudy de Grissac, A. 1989. Réflexions géologiques sur la regresión des herbiers à Posidonies (département du Var et des Bouches du Rhône). En: Boudouresque C.F., Meinesz A., Fresi E., Gravez V., (eds) *The Second International Workshop on Posidonia Beds*. GIS - Posidonie. Ischia (Italia), 7-11 de octubre de 1985. Volumen 2: 273-283.
- Borum J., Duarte C.M., Krause-Jensen D., Greve T.M. (eds). 2004. *European Seagrasses: An Introduction to Monitoring and Management*. EU Project Monitoring and Management of European Seagrass Beds. 88 pp. ISBN: 87-89143-21-3. www.seagrasses.org; www.medpan.org.
- Boudouresque C.F., Bernard G., Pergent G., Shili A., Verlaque M. 2009. Regression of Mediterranean seagrasses caused by natural processes and anthropogenic disturbances and stress: a critical review. *Botanica Marina*, 52: 395–418.



- Box A., Sureda A., Deudero S. 2009. Antioxidant response of the bivalve *Pinna nobilis* colonised by invasive red macroalgae *Lophocladia lallemandii*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 149(4): 456-460.
- Boyd S.E., Limpenny D.S., Rees H.L., Cooper K.M. 2005. The effects of marine sand and gravel extraction on the macrobenthos at a commercial dredging site (results 6 years post-dredging). *ICES Journal of Marine Science*, 62(2): 145-162.
- Buchanan J.B. 1984. Sediment analysis. 41-45. In: Holme N.A., McIntyre A.D. (eds). *Methods for the study of marine benthos*. Blackwell, Londres, 400 pp.
- Butler A.J., Vicente N., Gaulejac B. 1993. Ecology of the pteroid bivalves *Pinna bicolor* Gmelin and *Pinna nobilis* Linnaeus. *Marine Life*, 3: 37-45.
- Cabaço S., Santos R., Duarte C.M. 2008. The Impact of Sediment Burial and Erosion on Seagrasses: A Review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 79: 354-366.
- Cabanellas-Reboredo M., Blanco A., Deudero S., Tejada S. 2010. Effects of the invasive macroalga *Lophocladia lallemandii* on the diet and trophism of *Pinna nobilis* (Mollusca:Bivalvia) and its guests *Pontonia pinnophylax* and *Nepinnotheres pinnotheres* (Crustacea: Decapoda). *Scientia Marina*, 74(1): 101-110.
- Cebrian E., Ballesteros E. 2010. Invasion of Mediterranean benthic assemblages by red alga *Lophocladia lallemandii* (Montagne) F. Schmitz: Depth-related temporal variability in biomass and phenology. *Aquatic Botany*, 92(2): 81-85.
- Davies I.M., Gubbins M., Hylland K., Thain J., Maes T., Martínez-Gómez C., Giltrap M., Burgeot T., Wosniok W., Lang T., Vethaak D. 2012. Technical annex: Assessment criteria for biological effects measurements. In: ICES Cooperative Research Report. Integrated marine environmental monitoring of chemicals and their effects. Vol. 35: 209-212. Ian M. Davies, Dick Vethaak (eds). ISBN 978-87-7482-120-5. ISSN 1017-6195.
- De Boer W.F. 2007. Seagrass-Sediment Interactions, Positive Feedbacks and Critical Thresholds for Occurrence: A Review. *Hydrobiologia*, 591: 5-24.
- Deudero S., Box A., Alós J., Arroyo N.L., Marbà N. 2011. Functional changes due to invasive species: Food web shifts at shallow *Posidonia oceanica* seagrass beds



colonized by the alien macroalga *Caulerpa cylindracea*. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 93: 106-116.

Deudero S., Álvarez E., Cerdà M., Vázquez-Luis M. 2014a. Caracterización de las praderas de *Posidonia oceanica* y las poblaciones de *Pinna nobilis* en el área de influencia del vertido del dragado del puerto de Maó. Estado ambiental en febrero de 2014. Instituto Español de Oceanografía. Campañas de investigación para la caracterización de las comunidades bentónicas litorales del área adyacente al punto de vertido de los materiales de dragado del puerto de Maó (Sudeste de Menorca, Isla del Aire - La Mola).

Deudero S., Box A., Vázquez-Luis M., Arroyo, N.L. 2014b. Benthic community responses to macroalgae invasions in seagrass beds: diversity, isotopic niche and food web structure at community level. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 142: 14-22.

Díaz-Almela E., Marbà N. 2009. *Posidonion oceanicae*: Praderas de *Posidonia oceanica*. En: VV.AA. Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, 129 pp.

Díaz-Almela E., Marbà N., Álvarez E., Santiago R., Holmer M., Grau A., Mirto S., Danovaro R., Petrou A., Argyrou M., Karakassis I., Duarte C.M. 2008. Benthic Input Rates Predict Seagrass (*Posidonia oceanica*) Fish Farm Induced Decline. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 1332-1342.

Di Leo A., Annicchiarico C., Cardellicchio N., Spada L., Giandomenico S. 2013. Trace metal distributions in *Posidonia oceanica* and sediments from Taranto Gulf (Ionian Sea, Southern Italy). *Mediterranean Marine Science*, 14(1): 204-213.

Duarte C.M. 1991. Seagrass depth limits. *Aquatic Botany*, 40: 363-377.

Duarte C.M. 2004. El papel de las praderas en la dinámica costera. En: Luque, A.A., Templado J. (Coord.). Praderas y bosques marinos de Andalucía. Sevilla: Junta de Andalucía, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, pp. 81-85.

Duarte C.M., Marbà N., Krause-Jensen D., Sánchez-Camacho G. 2007. Testing the Predictive Power of Seagrass Depth Limit Models. *Estuaries and Coasts*, 30(4): 652-656.



- EEA. 1999. State and pressures of the marine and coastal Mediterranean environment. *Environmental Issues Series*, 5: 14 pp.
- EPA. 2002. Mid-Atlantic Integrated Assessment (MAIA) Estuaries 1997-98. Summary Report. Environmental Conditions in the Mid-Atlantic Estuaries. U.S. Environmental Protection Agency.
- Gacia E., Duarte C.M. 2001. Elucidating Sediment Retention by Seagrasses: Sediment Deposition and Resuspension in a Mediterranean *Posidonia oceanica* Meadow. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 52: 505-514.
- García-March JR. 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/.
- García-March J.R., Vicente N. 2006. Protocol to study and monitor *Pinna nobilis* populations within marine protected areas. Malta Environment and Planning Authority, MedPAN Project.
- García-March J.R., García-Carrascosa A.M., Pena Cantero A.L., Wang Y.G. 2007a. Population structure, mortality and growth of *Pinna nobilis* Linnaeus, 1758 (Mollusca, Bivalvia) at different depths in Moraira bay (Alicante, Western Mediterranean). *Marine Biology*, 150: 861–871.
- García-March J.R., Pérez-Rojas L., García-Carrascosa A.M. 2007b. Influence of hydrodynamic forces on population structure of *Pinna nobilis* L., 1758 (Mollusca: Bivalvia): the critical combination of drag force, water depth, shell size and orientation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 342: 202–212.
- Giaccone G., Di Martinov G. 2000. Past, Present and Future of Vegetational Diversity and Assemblages on Mediterranean Sea. In: Proceedings of the First Mediterranean Symposium on Marine Vegetation. Ajaccio (Francia), 3-4 octubre 2000. RAC/SPA. pp 34-59. www.rac-spa.org.tn.
- Giovanardi F., Vollenweider R.A. 2004. Trophic conditions of coastal waters: experience in applying the Trophic Index TRIX to two areas of the Adriatic and Tyrrhenian seas. *Journal of Limnology*, 63 (2): 199-218.



- Heidelbaugh W.S.N., Nelson W.G. 1996. A Power Analysis of Methods for Assessment of Change in Seagrass Cover. *Aquatic Botany*, 53: 227-233.
- Hendriks I.E., Tenan S., Tavecchia G., Marbà N., Jordà G., Deudero S., Alvarez E., Duarte C.M. 2013. Boat anchoring impacts coastal populations of the pen shell, the largest bivalve in the Mediterranean. *Biological Conservation*, 160: 105-113.
- Katsanevakis S. 2005. Population ecology of the fan mussel *Pinna nobilis* in a marine lake. *Endangered Species Research*, 1: 1–9.
- Katsanevakis S. 2007. Growth and mortality rates of the fan mussel *Pinna nobilis* in Lake Vouliagmeni (Korinthiakos Gulf, Greece): a generalized additive modelling approach. *Marine Biology*, 152: 1319–1331.
- Klaric S., Pavicic-Hamer D., Lucu C. 2004. Seasonal variations of arsenic in mussels *Mytilus galloprovincialis*. *Helgoland Marine Research*, 58: 216–20.
- Kotta J., Herkül K., Kotta I., Orav-Kotta H., Aps R. 2009. Response of benthic invertebrate communities to the large-scale dredging of Muuga Port. *Estonian Journal of Ecology*, 58(4): 28-296.
- Lafabrie C., Pergent G., Pergent-Martini C., Capiomont A. 2007. *Posidonia oceanica*: A tracer of past mercury contamination. *Environmental Pollution*, 148(2): 688-692.
- León V.M., Martínez-Gómez C., García I., Campillo J.A., Benedicto J. 2013. Spatial distribution and temporal trends of polycyclic aromatic hydrocarbons in *Mytilus galloprovincialis* from the Iberian Mediterranean coast. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(2): 1055-1070.
- Long E.R., MacDonald D.D., Smith S.L., Calder F.D. 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*, 19(1): 81-97.
- López-Jurado J.L., Balbín R., Aparicio A., Sánchez A. 2014. Caracterización ambiental de las masas de agua y las corrientes de la plataforma insular próxima al punto de vertido del dragado. Condiciones hidrográficas en enero de 2014. Instituto Español de Oceanografía. Campañas de investigación para la caracterización del punto de vertido de los materiales de dragado del puerto de Maó y área adyacente (Sudeste de Menorca, Isla del Aire - La Mola).



- Manzanera M., Pérez M., Romero J. 1998. Seagrass mortality due to over sedimentation: an experimental approach. *Journal of Coastal Conservation*, 4: 67-70.
- Marbà N., Duarte C.M. 1998. Rhizome Elongation and Seagrass Clonal Growth. *Marine Ecology Progress Series*, 174: 269-280.
- Marbà N., Duarte C.M., Díaz-Almela E., Terrados J., Álvarez E., Martínez R., Santiago R., Gacia E., Grau A.M. 2005. Direct Evidence of Imbalanced Seagrass (*Posidonia oceanica*) Shoot Population Dynamics in the Spanish Mediterranean. *Estuaries*, 28: 53-62.
- Martínez-Gómez C., Thain J. 2012. Chapter 16. Background document: stress on stress (SoS) in bivalve molluscs, pp. 121-123. In: ICES Cooperative Research Report. Integrated marine environmental monitoring of chemicals and their effects. Vol. 35: 209-212. Ian M. Davies, Dick Vethaak (eds). ISBN 978-87-7482-120-5. ISSN 1017-6195.
- Massutí E., Santaella E. (Coordinadores). 2014. Informe del proyecto DRAGAT-MAÓ. Revisión y Control del Plan de Vigilancia Ambiental de las obras de dragado del Puerto de Maó. Informe del Contrato entre la Autoridad Portuaria de Baleares y el Instituto Español de Oceanografía, 227 pp.
- Montefalcone M. 2009. Ecosystem health assessment using the seagrass *Posidonia oceanica*: a review. *Ecological Indicators*, 9: 595-604.
- Montefalcone M., Albertelli G., Morri C., Bianchi CN. 2010. Patterns of wide-scale substitution within meadows of the seagrass *Posidonia oceanica* in NW Mediterranean Sea: invaders are stronger than natives. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 20: 507–515.
- Moore M.N. 2012. Chapter 9. Background document: lysosomal stability as a global health status indicator in biomonitoring, pp. 68-70. In: ICES Cooperative Research Report. Integrated marine environmental monitoring of chemicals and their effects. Vol. 35: 209-212. Davies I.M., Vethaak D. (eds). ISBN 978-87-7482-120-5. ISSN 1017-6195.
- Moore M.N., Lowe D., Köhler A. 2004. Biological effects of contaminants: Measurement of lysosomal membrane stability. *ICES Techniques in Marine Environmental Sciences*, 36: 39 pp.



- Moreteau J.C., Vicente N. 1982. Evolution d'une population de *Pinna nobilis* L. (Mollusca, Bivalvia). *Malacologia*, 22(1-2): 341-345.
- Newell R.C., Seiderer L.J., Hitchcock D.R. 1998. The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 36: 127-178.
- O'Connors T.P. 1992. Mussel Watch: Recent trends in Coastal Environmental Quality. NOAA Rockville, MD.46 pg.
- OSPAR/ICES. 2014 Workshop on evaluation and update of background reference concentrations (B/RCs) and ecotoxicological assessment criteria (EACs) and how these assessment tools should be used in assessing contaminants in water, sediment and biota. OSPAR Commission. The Hague, February 2004.
- Piazzì L., Pardi G., Cinelli F. 1996. Ecological aspects and reproductive phenology of *Acrothamnion preissii* (Sonder) Wollaston (Ceramiaceae, Rhodophyta) in the Tuscan Archipelago (western Mediterranean). *Cryptogamie. Algologie*, 17(1): 35-43.
- Powilleit M., Graf G., Kleine J., Riethmüller R., Stockmann K., Wetzel M.A., Koop, J.H.E. 2009. Experiments on the survival of six brackish macro-invertebrates from the Baltic Sea after dredged spoil coverage and its implications for the field. *Journal of Marine Systems*, 75(3): 441-451.
- Quelle C., Besada V., Andrade J.M., Gutiérrez N., Schultze F., Gago J., González J.J. 2011. Chemometric tools to evaluate the spatial distribution of trace metals in surface sediments of two Spanish rías. *Talanta*, 87: 197-209.
- Richardson C.A., Kennedy H., Duarte C.M., Kennedy D.P., Proud S.V. 1999. Age and growth of the fan mussel *Pinna nobilis* from south-east Spanish Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows. *Marine Biology*, 133: 205-212.
- Richardson C.A., Peharda M., Kennedy H., Kennedy P., Onofri V. 2004. Age, growth rate and season of recruitment of *Pinna nobilis* (L) in the Croatian Adriatic determined from Mg:Ca and Sr:Ca shell profiles. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 299: 1-16.



- Ruitton S., Verlaque M., Boudouresque C.F. 2005. Seasonal changes of the introduced *Caulerpa cylindracea* var. *cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta) at the northwest limit of its Mediterranean range. *Aquatic Botany*, 82(1): 55-70.
- Ruiz J.M., Romero J. 2003. Review. 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
- Ruiz J.M, Pérez M., Romero J. 2001. Effects of Fish Farm Loadings on Seagrass (*Posidonia oceanica*) Distribution, Growth and Photosynthesis. *Marine Pollution Bulletin*, 42: 749-760.
- Ruiz J.M., Barberá C., Marín L., García, R. 2006. Las praderas de *Posidonia* en Murcia. Red de seguimiento y voluntariado ambiental. Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Murcia. www.ieo.es/posidonia.htm.
- Sánchez-Lizaso J.L. 1993. Estudio de la pradera de *Posidonia oceanica* (L.) Delile de la reserva marina de Tabarca (Alicante): fenología y producción primaria. Doctoral dissertation, Universidad de Alicante.
- Short E.T., Coles R.G. 2001. *Global seagrass research methods*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers B.V.
- Sureda A., Box A., Terrados J., Deudero S., Pons A. 2008. Antioxidant response of the seagrass *Posidonia oceanica* when epiphytized by the invasive macroalgae *Lophocladia lallemandii*. *Marine Environmental Research*, 66(3): 359-363.
- Tanner J.E. 2005. Edge effects on fauna in fragmented seagrass meadows. *Australian Ecology*, 30: 210–218.
- Tucker M. 1988. *Techniques in sedimentology*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 394 pp.
- Udden J.A. 1914. Mechanical composition of clastic sediments. *Bulletin of the Geological Society of America*, 25: 655-744.
- Valette-Silver N.J., Riedel G.F., Crecelius E.A., Windom H., Smith R.G., Dolvin S.S. 1999. Elevated arsenic concentrations in bivalves from the southeast coasts of the USA. *Marine Environmental Research*, 48:311–33.



- Vázquez-Luis M., Deudero S. 2014. Estado de conservación del bivalvo amenazado *Pinna nobilis* en el Parque Nacional de Cabrera. Memoria justificativa del desarrollo del proyecto. Informe Final (Marzo 2014).
- Vázquez-Luis M., Banach-Esteve G., Álvarez E., Deudero S. 2014a. Colonization on *Pinna nobilis* at a Marine Protected area: extent of the spread of two invasive seaweeds. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 94(5): 857-864.
- Vázquez-Luis M., March M., Álvarez E., Álvarez-Berastegui D., Deudero S. 2014b. Spatial distribution modelling of the endangered bivalve *Pinna nobilis* in a Marine Protected Area. *Mediterranean Marine Science*, 15/3, 626-634.
- Vicente N. 1990. Estudio ecológico y protección del molusco lamelibranquio *Pinna nobilis* L. 1758 en la costa mediterránea. *Iberus*, 9(1-2): 269-279.
- Wentworth C.K. 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology*, 30: 377-392.
- Whittaker R.J., Willis K.J., Field R. 2001. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography*, 28(4): 453-470.
- Zavodnik D., Hrs-Brenko M., Legac M. 1991. Synopsis on the fan shell *Pinna nobilis* L. in the eastern Adriatic Sea. In: Boudouresque C.F., Avon M., Gravez V. (eds). Les espèces marines à protéger en Méditerranée. Marseilles: GIS Posidonie, pp. 169-178.
- Zwaan A., Eertman R.H.M. 1996. Anoxic or aerial survival of bivalves and other euryoxic invertebrates as a useful response to environmental stress - A comprehensive review. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Pharmacology, Toxicology and Endocrinology*, 113(2): 299-312.