



Ajuntament
d'Alcúdia

*ESTUDIO DE EVALUACIÓN DE LAS REPERCUSIONES AMBIENTALES SOBRE RED
NATURA 2000 DEL PROYECTO REFORMADO DE AMPLIACIÓN DE LA ESTACIÓN
DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES (EDAR) DE ALCÚDIA (MALLORCA)*



***ESTUDIO DE EVALUACIÓN DE LAS REPERCUSIONES
AMBIENTALES SOBRE RED NATURA 2000 DEL PROYECTO
REFORMADO DE AMPLIACIÓN DE LA ESTACIÓN
DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES DE ALCÚDIA
(MALLORCA).***



Junio de 2016



ÍNDICE

1. PRESENTACIÓN.	1
2. INTRODUCCIÓN GENERAL.	2
2.1. DESCRIPCIÓN RESUMIDA DEL PROYECTO.	2
2.1.1. Situación actual del emisario	2
2.1.2. Alternativa propuesta	6
2.1.3. Mejoras introducidas por el proyecto	6
3. DESCRIPCIÓN DE LA ZONA ÁMBITO DE ESTUDIO.	7
4. MARCO LEGAL. JUSTIFICACIÓN DE LA NECESIDAD DE UN ESTUDIO DE EVALUACIÓN DE REPERCUSIONES AMBIENTALES.	48
4.1. OBJETIVOS DEL ESTUDIO DE AVALUACIÓN DE REPERCUSIONES AMBIENTALES.	48
4.2. ANTECEDENTES Y FIGURAS DE PROTECCIÓN ACTUALES	49
5. ESPECIES Y HÁBITATS POTENCIALMENTE AFECTADOS POR EL PROYECTO	53
6. EVALUACIÓN DE LA REPERCUSIÓN AMBIENTAL	57
6.1. IDENTIFICACIÓN DE LOS IMPACTOS	57
6.2. DESCRIPCIÓN Y VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS	58
6.3. MEDIDAS CORRECTORAS	59
7. CONCLUSIÓN	60
ANEXOS	61

1. PRESENTACIÓN.

Este documento se ha preparado a petición del Excelentísimo Ajuntament d'Alcúdia, para valorar las repercusiones ambientales sobre Red Natura 2000 del *Proyecto Reformado de Ampliación de la Estación Depuradora de Aguas Residuales de Alcúdia (Mallorca)*.

La redacción del proyecto original se remonta al 2008. En 2009 la *Comissió de Medi Ambient de les Illes Balears*, emitió informe favorable condicionado sobre el proyecto, y la *Comissió Insular de Ordenació del Territori, Urbanisme i Patrimoni Històric de Mallorca* lo declaró de interés general. Mediante su convenio con el Ajuntament d'Alcúdia, la *Agència Balear de l'Aigua i la Qualitat Ambiental (ABAQUA)* se hizo cargo de la financiación y de la gestión de las obras, las cuales se licitaron y fueron adjudicadas en 2010.

Sin embargo, el proyecto no se llegó a ejecutar por observarse circunstancias que lo hicieron desaconsejable. En 2011 se redactó un nuevo proyecto modificado que, sin embargo, no se pudo adecuar a los requisitos normativos, por lo que en 2013 se rescindió el contrato de obras.

Finalmente, en 2014 se redactó el *Proyecto Reformado de Ampliación de la Estación Depuradora de Aguas Residuales de Alcúdia*. El 21 de mayo de 2015 el Pleno de la *Comissió de Medi Ambient de les Illes Balears*, emitió informe favorable. Posteriormente, el Ajuntament d'Alcúdia recibió, el 3 de agosto de 2015, un escrito de la *Comissió de Medi Ambient de les Illes Balears*, datado el 27 de julio de 2015, adjuntando un informe del *Servei de Planificació de la Direcció General de Medi Natural, Educació ambiental i Canvi Climàtic* (Conselleria de Medi Ambient, Agricultura i Pesca - Govern de les Illes Balears), firmado el 30 de junio de 2015. En la conclusión de este informe se solicitan las siguientes informaciones:

- a) *Estudi de les noves condicions de dilució que es donaran en l'abocament per l'emissari submarí amb l'entrada en funcionament de l'ampliació prevista a l'EDAR.*
- b) *Programa de vigilància i control que permeti controlar, durant la fase de funcionament, el compliment dels valors de depuració legalment exigibles, així com detectar les possibles afeccions que aquest abocament pugui produir sobre hàbitats i espècies d'interès comunitari presents en l'espai esmentat.*
- c) *Estudi de repercussions ambientals en relació als objectius de conservació de Xarxa Natura 2000.*

A consecuencia de esta solicitud se encargó la redacción del estudio de repercusiones ambientales que sed recoge en el presente documento.

2. INTRODUCCIÓN GENERAL.

2.1. DESCRIPCIÓN RESUMIDA DEL PROYECTO.

Las aguas residuales tratadas en la EDAR de Alcúdia se vierten al mar a través de emisario submarino que descarga en la zona de la badia d'Alcúdia situada al este y cercana al Port d'Alcúdia.

La construcción de la EDAR y su emisario data del año 1984. La planta fue ampliada posteriormente en 1994 y 1997. En 2008 se le incorporó un tratamiento terciario, con lo que la configuración final permitía tratar 14.000m³/d en el secundario, de los cuales 2.100 m³/d podían recibir un tratamiento terciario.

En la actualidad la EDAR de Alcúdia está obsoleta y no puede tratar eficazmente el caudal que le llega, generando una serie de problemas.

El proyecto evaluado supone la ampliación de la EDAR, dimensionándola adecuadamente para tratar los caudales de agua residual y fangos que reciba, y mejorando la calidad del efluente mediante procesos de reducción de nutrientes. Tras la ampliación y reformas, la planta quedará configurada como una depuradora convencional por fangos activos, con un tratamiento secundario capaz de tratar 21.650 m³/d, tratamiento terciario para 2.100 m³/d y desinfección del efluente por dosificación de hipoclorito sódico

Este proyecto no contempla ninguna actuación sobre el tramo submarino del emisario.

El diseño de la nueva planta supone los siguientes cambios en relación a la planta existente en la actualidad:

INSTALACIÓN	ACTUAL	PROYECTADA	INCREMENTO
Pretratamiento	2.260 m ³ /h	Igual	0
Decantación primaria	1.225 m ³	0	- 100 %
Reactores biológicos	5.210 m ³	14.800 m ³	+ 184 %
Decantación secundaria	2.435 m ³	5.000 m ³	+ 105 %
Espesado previo de fangos	440 m ³	750 m ³	+ 70 %
Digestión aerobia	750 m ³	2.930 m ³	+ 291 %
Post-espesado	618 m ³	Igual	0
Deshidratación	25 m ³ /h	45 m ³ /h	+ 80 %
Almacenamiento de fangos	40 m ³	80 m ³	+ 100 %
Tratamiento terciario	2.120 m ³ /d	Igual	0

Estos cambios se han diseñado para que el efluente generado cumpla con los límites establecidos en la normativa vigente, y que son los recogidos en la siguiente tabla:

EFLUENTE	PARÁMETROS	CONCENTRACIÓN (mg/l)
	DBO ₅	
	DQO	125
	Sólidos en suspensión	35
	Nitrógeno total Kjeldahl	15
	Fósforo total	2
FANGO TRATADO	PARÁMETROS	CONCENTRACIÓN (mg/l)
	SEQUEDAD	Masa sólidos/Masa total >20%
	ESTABILIDAD	Masa sólidos volátiles/Masa sólidos <55%

2.1.1. Situación actual del emisario submarino.

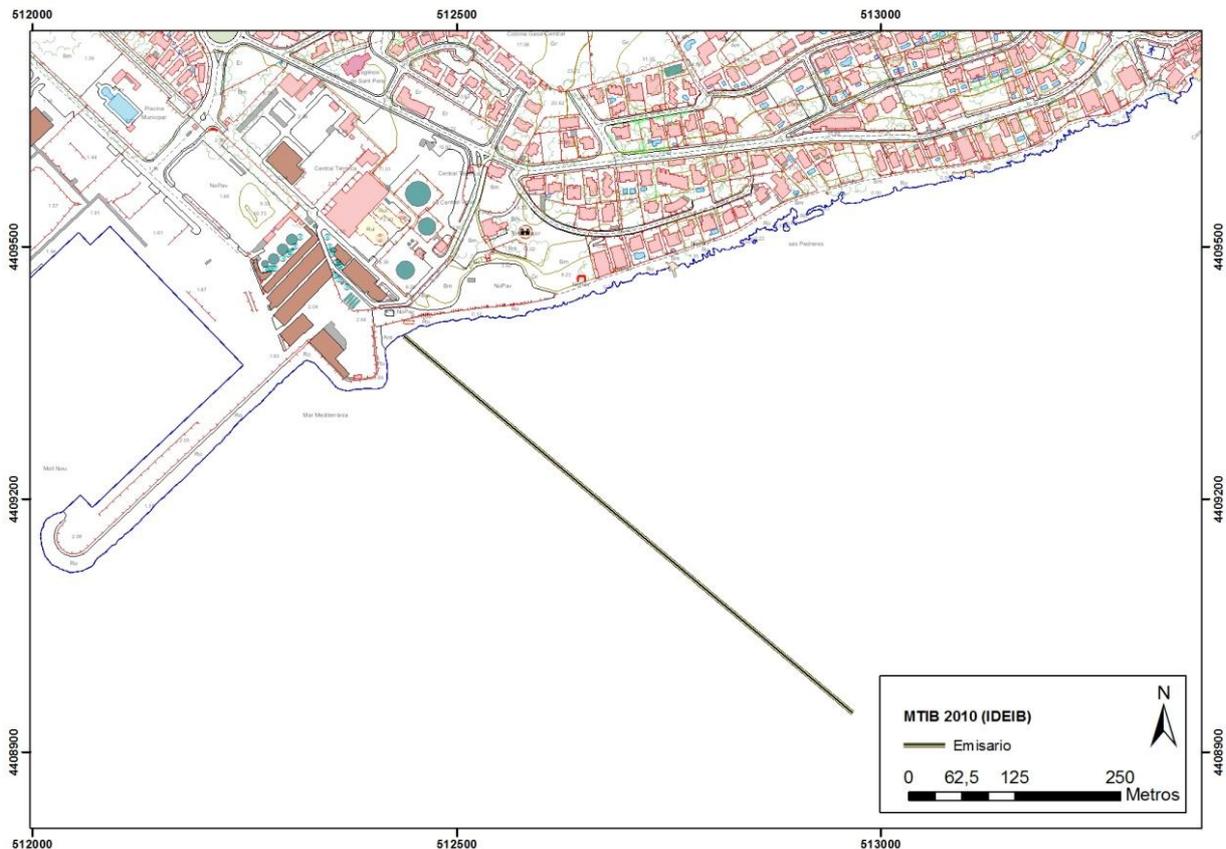
El emisario tiene su origen en la EDAR de Alcúdia y su tramo submarino parte de la pequeña cala de cantos rodados situada justo delante de Sa Central Vella, entre el Moll Nou del puerto comercial y la zona litoral conocida como Ses Pedreres.



El emisario submarino tiene una longitud de 700 m, más 25 m de difusores, y sigue un rumbo SE de 135°. Las coordenadas de su inicio y final, tomadas *in situ*, son las siguientes:

Punto	Coordenadas (WGS84)	Profundidad
Inicio	512442 - 4409395	0 m
Final	512972 - 4408952	11,2 m

A partir de esas coordenadas se ha elaborado el plano de situación siguiente, introduciendo dichas coordenadas sobre el Mapa Topogràfic de les Illes Balears, escala 1:5.000, de 2010, disponible en el servidor IDEIB ([Infraestructura de dades espacials de les Illes Balears](#)).



El emisario submarino inicia su recorrido semienterrado hasta una profundidad de -1,5m tras lo cual la tubería aparece sobre el sedimento, protegida por bloques de hormigón de aproximadamente 1 m³ dispuestos prácticamente pegados entre sí hasta una profundidad de -5m. En este primer tramo el lecho marino está caracterizado por la alternancia de arenas y cantos rodados y grandes piedras tapizadas por algas fotófilas.

A continuación del tramo descrito, el emisario está enterrado en arena fina unos 50 m para aparecer de nuevo a -5,4 m. La tubería discurre a partir de aquí por una zanja excavada en el fondo, de una anchura variable pero del orden de los 10m y una altura de talud media de 2 m. La zanja se excavó en una superficie ocupada por un fondo mixto de algas fotófilas y *Posidonia oceanica* sobre roca en su mitad más cercana a la costa, y sobre pradera de *Posidonia oceanica* en su mitad más alejada de la orilla.

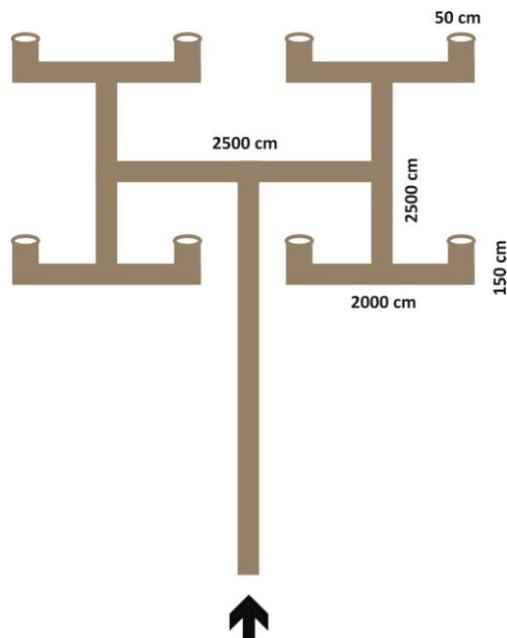
Los taludes de la zanja, constituidos principalmente por un entramado de raíces y rizomas de posidonia conocido como mata, han sido colonizados por una pradera del alga clorofícea *Caulerpa prolifera*, mientras que en el fondo de la zanja, en el que se acumula arena fina alrededor del emisario, se ha desarrollado un poblamiento mixto de *Caulerpa prolifera* y de la fanerógama *Cymodocea nodosa*.

A -6.3 m de profundidad (a unos 400 metros de la orilla), el emisario se entierra de nuevo, volviendo a aparecer a -7.2 m, en un fondo que continúa siendo arenoso y colonizado por *Cymodocea nodosa* y *Caulerpa prolifera*.

El tramo de difusores se encuentra a -11 m de profundidad, posado sobre el lecho marino de arenas finas en una zona donde la zanja se ha venido haciendo paulatinamente menos profunda y acaba por

desaparecer. El lecho marino está colonizado por lo que queda de una pradera de *Posidonia oceanica* que ha reducido su densidad hasta convertirse en una dispersión de matas sueltas, sin continuidad. Los espacios entre matas están ocupados por mata muerta de *P. oceanica*, sobre la que se mantienen las algas propias del substrato inferior de la pradera, a las que se ha añadido *Caulerpa prolifera*.

Al llegar al tramo difusor el emisario se bifurca en T y después cada uno de los brazos forma una H, en cuyos 4 extremos se insertan codos que sitúan las 8 bocas difusoras elevadas del fondo aproximadamente 1 m. Esta estructura se encuentra anclada mediante muertos de hormigón en forma de U invertida.



Los difusores han perdido las tapas que los mantenían cerrados en ausencia de flujo, para impedir la entrada de sedimentos que podrían taponarlos.

Justo antes del arranque del tramo difusor el emisario presenta un orificio de unos 15 cm de diámetro, por el que sale parte del efluente. Este orificio responde probablemente a una rotura por un ancla. Esta rotura coincide con uno de los muertos que se encuentra volcado, lo que apoyaría la explicación del ancla.



La integridad general del emisario inspeccionado parece correcta. Solamente se han localizado algunos de los lastres de anclaje fuera de su posición original, volcados y separados de la conducción, y una rotura muy próxima al tramo difusor, por el que se escapa parte del efluente.

2.1.2. Alternativa propuesta.

El *Proyecto Reformado de Ampliación de la Estación Depuradora de Aguas Residuales de Alcúdia (Mallorca)*. No contempla ninguna actuación sobre el emisario submarino, por lo que se asume que la alternativa propuesta es la de mantener el punto de vertido actual, pero mejorando la calidad del efluente.

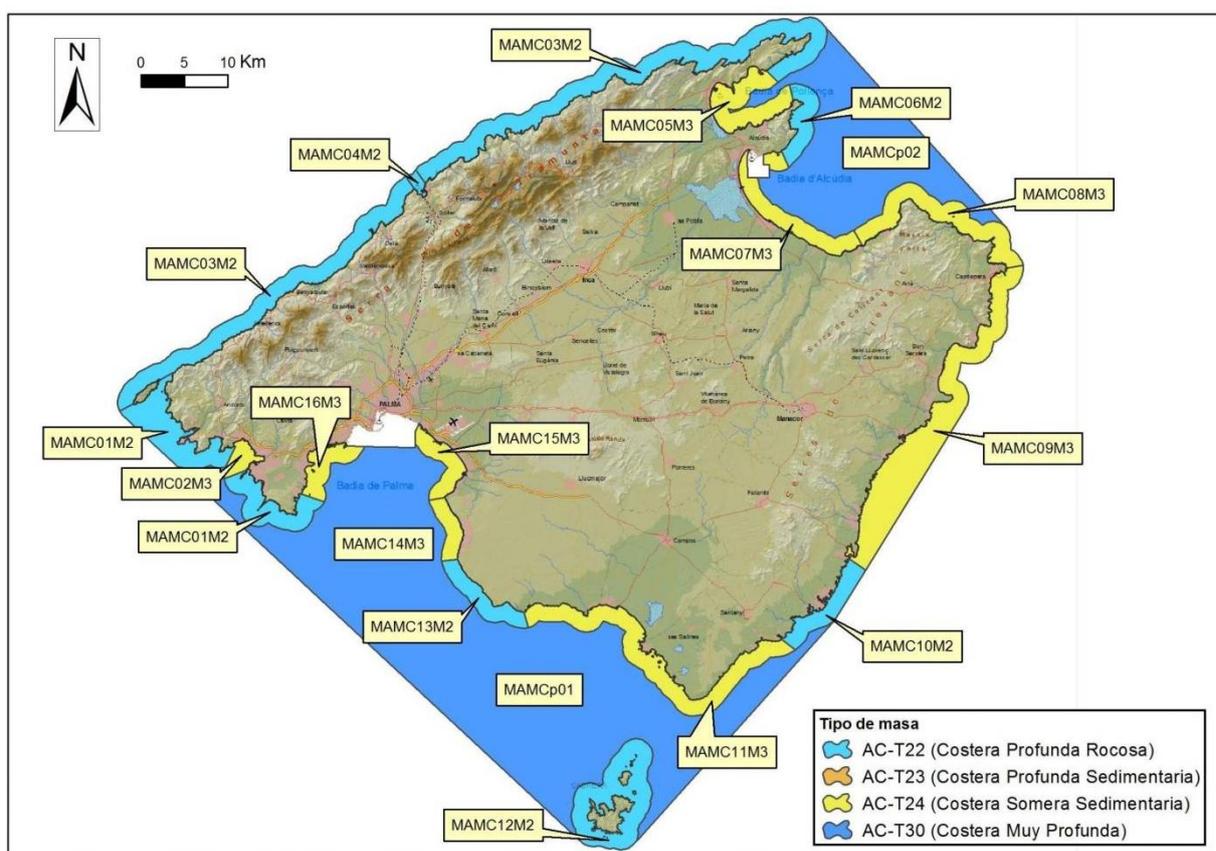
2.1.3. Mejoras introducidas por el proyecto.

Con respecto al LIC ES5310005 Badies de Pollença i Alcúdia, el *Proyecto Reformado de Ampliación de la Estación Depuradora de Aguas Residuales de Alcúdia (Mallorca)* supone conseguir la suficiente capacidad hidraulica para satisfacer las necesidades de depuración actuales y caudal horizonte estimado, consiguiendo mejorar la calidad del efluente mediante una depuración más eficaz, la reducción de nutrientes y la desinfección del mismo.

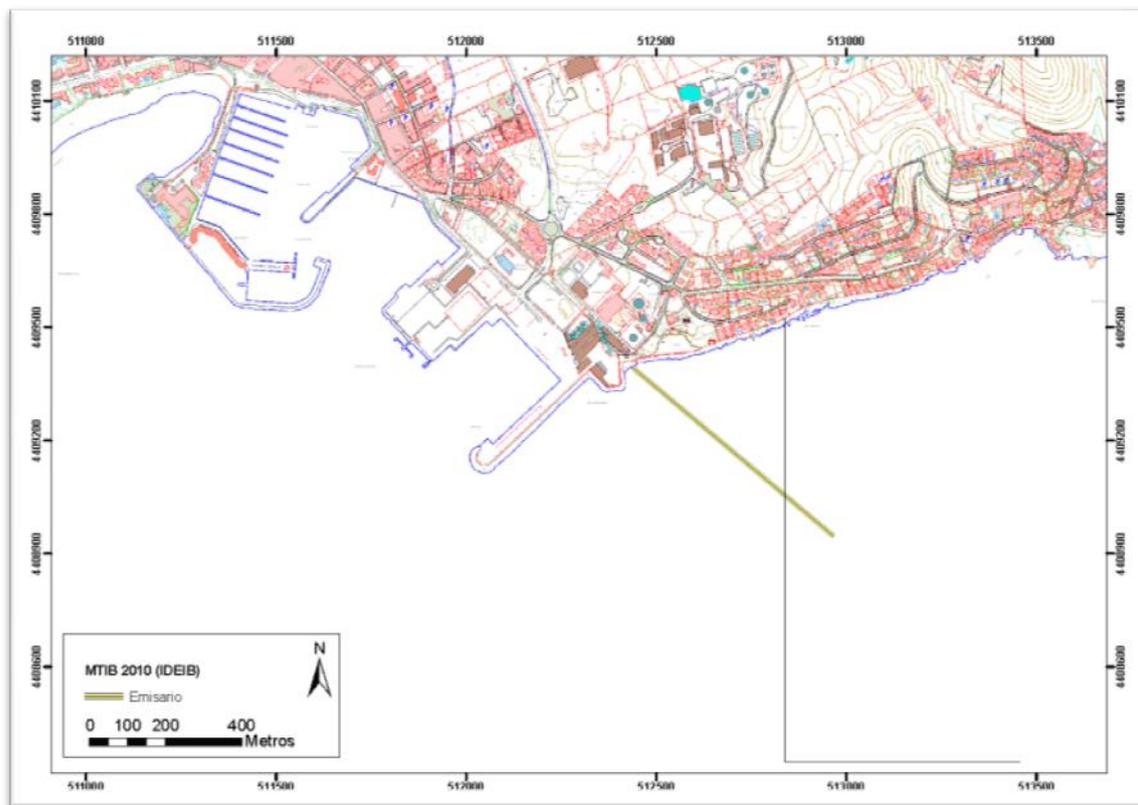
3. DESCRIPCIÓN DE LA ZONA ÁMBITO DE ESTUDIO.

La zona estudiada, que corresponde con el ámbito marino potencialmente afectado por el proyecto evaluado, se encuentra al noreste de la isla de Mallorca, en el Término Municipal de Alcúdia. Más concretamente, en el sector norte de la Badia d'Alcúdia.

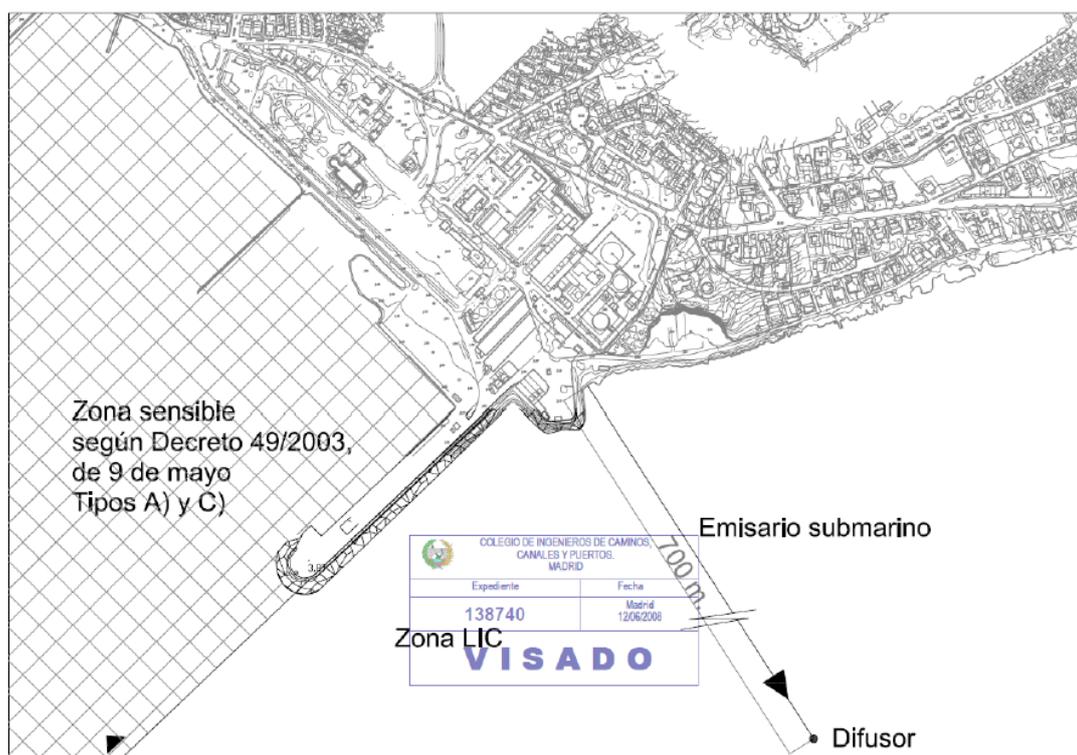
Esta zona pertenece a las aguas interiores competencia de la Comunitat Autònoma de les Illes Balears, según las líneas de base establecidas para las aguas jurisdiccionales españolas, y pertenecen a la masa de agua superficial costera MAMC07M3 de la Demarcació Hidrogràfica de les Illes Balears, establecida en cumplimiento de la *Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas*.



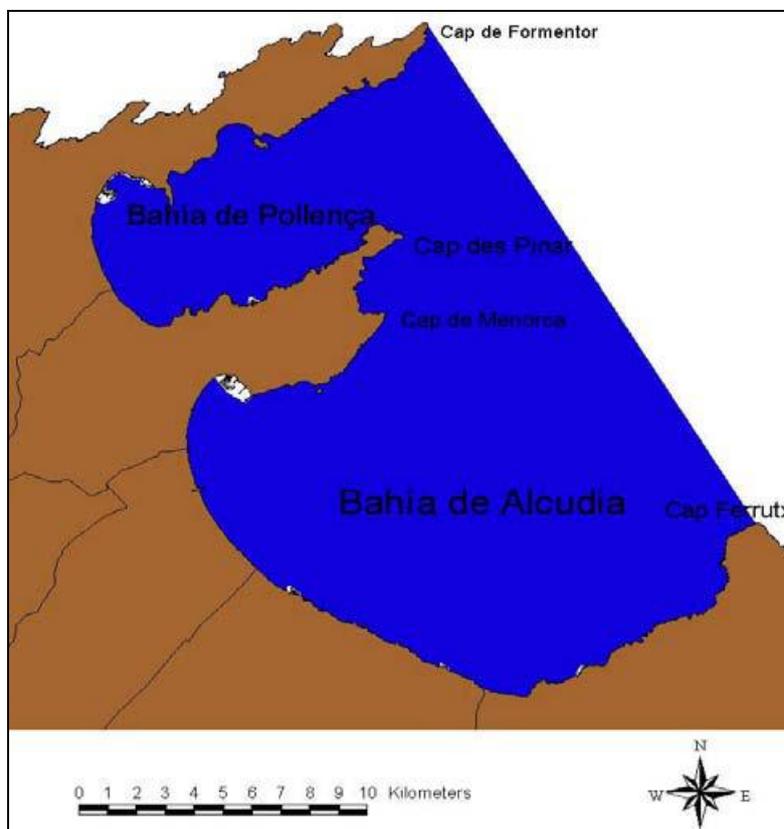
Según la zonificación de masas de agua establecida en el *Pla Hidrològic de les Illes Balears*, El arranque del trazado submarino del emisario y buena parte de éste transcurre dentro de la Masa de agua muy modificada MAMCM02, que corresponde a la Zona I y Zona II del Port d'Alcúdia. Sin embargo, los últimos 200 m de recorrido del emisario submarino y, en consecuencia, el punto de vertido del mismo, se encuentran en la Masa de agua costera MAMC07M3. El vertido también puede potencialmente afectar a una Masa de agua de tipo costera profunda rocosa, MAMC06M2, y a una Masa de agua de tipo costera muy profunda, MAMCp02.



Por otra parte, la zona situada entre el Port d'Alcúdia y la gola de s'Estany Gran fue declarada zona sensible de tipo *a* por riesgo de eutrofización y tipo *c* por requerir un tratamiento adicional al secundario, por el Decreto 49/2003, de 9 de mayo, por el que se declaran las zonas sensibles en las Illes Balears.

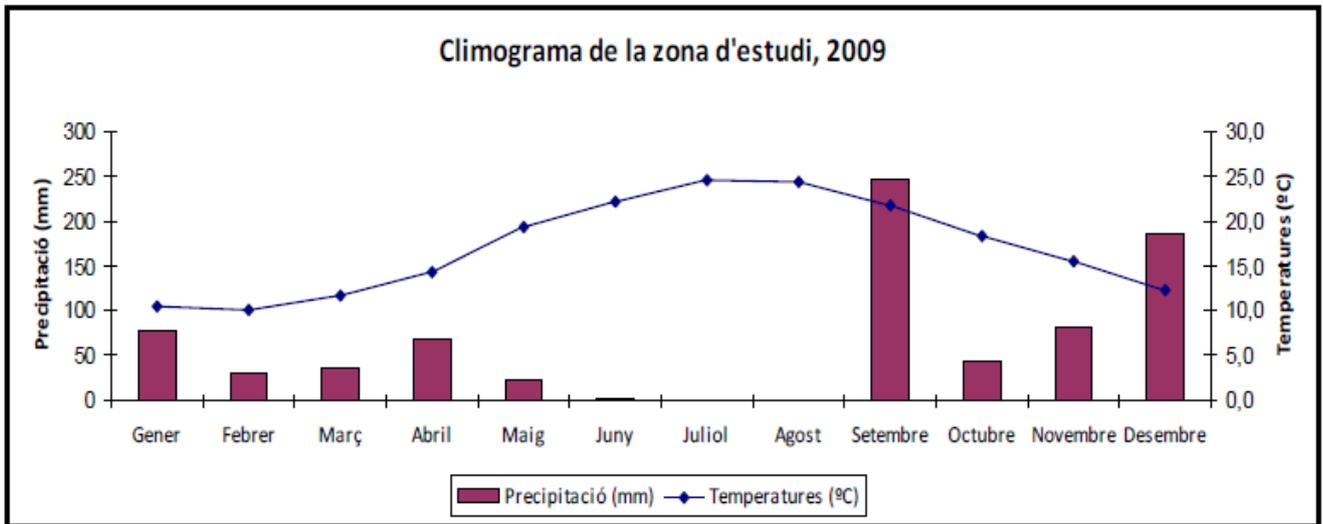


Por último, el emisario está dentro del LIC ES5310005 Badies de Pollença i Alcúdia, perteneciente a la Red Natura 2000, declarado por *Decisión de la Comisión de 19 de julio de 2006 por la cual se adopta, de conformidad con la Directiva 92 / 43CEE del Consejo, la lista de lugares de importancia comunitaria de la región biogeográfica mediterránea.*



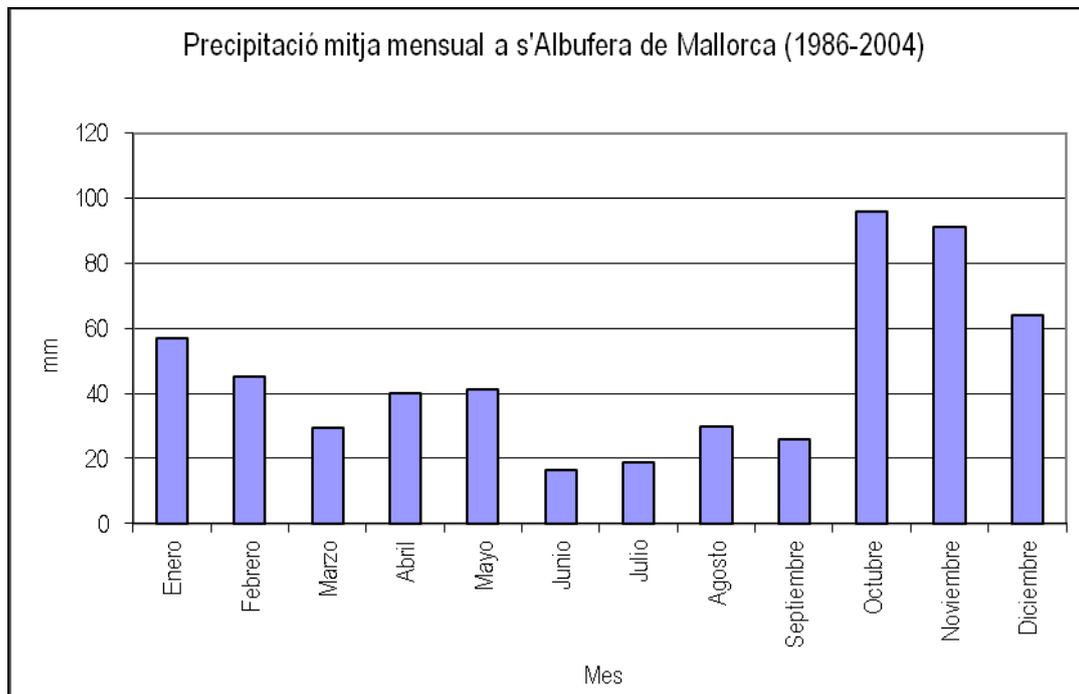
Climatología.

El clima de la zona de Mallorca en que se ubica el Port d'Alcúdia es de tipo mediterráneo subhúmedo. Se caracteriza porque los veranos son secos y calurosos y el máximo de lluvias se da durante el otoño (octubre). La precipitación media anual es de 580 mm y las temperaturas son suaves por la proximidad al mar, con una media anual de 17,1°C.



Representación grafica de las series de precipitación y temperatura en el Parc Natural de s'Albufera en el período 1987-2009. Fuente: <http://www.mallorcaweb.net/salbufera>.

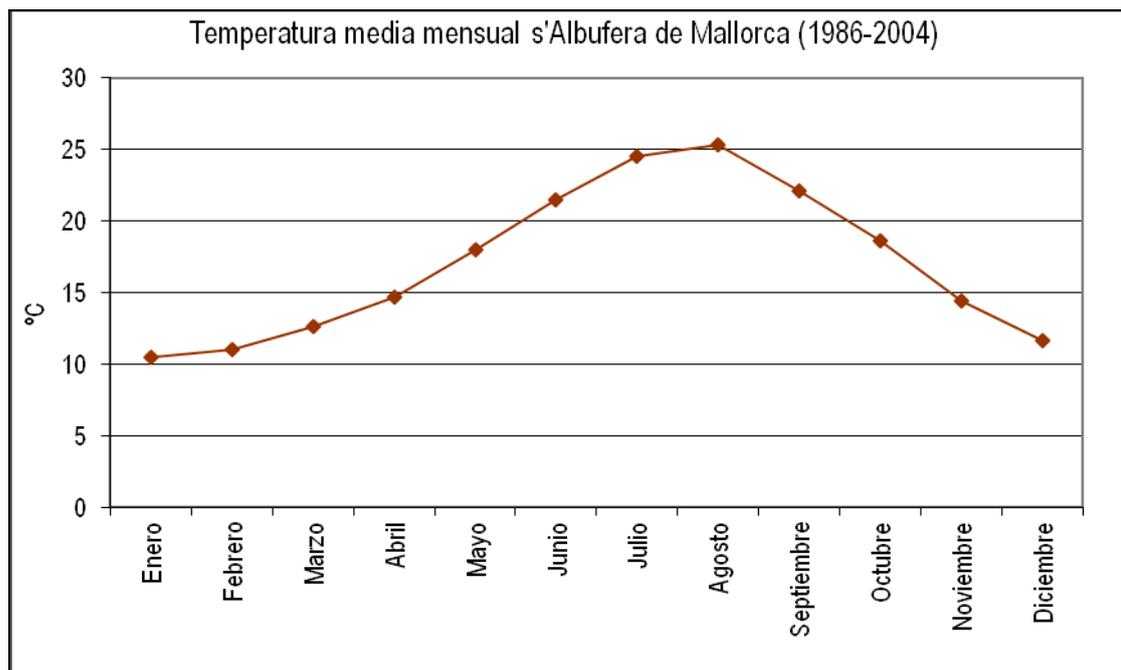
El máximo pluviométrico se produce durante el otoño, con una media mensual de 394,2 mm en el mes de octubre. Las precipitaciones medias más bajas se producen durante los meses de verano, con mínimas medias de hasta 16 mm en el mes de junio.



Precipitación media mensual en s'Albufera de Mallorca, 1986-2004.

Fuente: Parc Natural s'Albufera de Mallorca.

Las temperaturas medias más altas se producen durante los meses de julio y agosto, alrededor de 25,2°C en el mes de agosto. Por otro lado, las temperaturas medias más bajas se presentan en diciembre, en enero y en febrero (alrededor de los 11°C) llegando ocasionalmente a valores negativos de mínima absoluta entre diciembre y marzo.



Temperatura media mensual en s'Albufera de Mallorca, 1986-2004.

Fuente: Parc Natural s'Albufera de Mallorca.

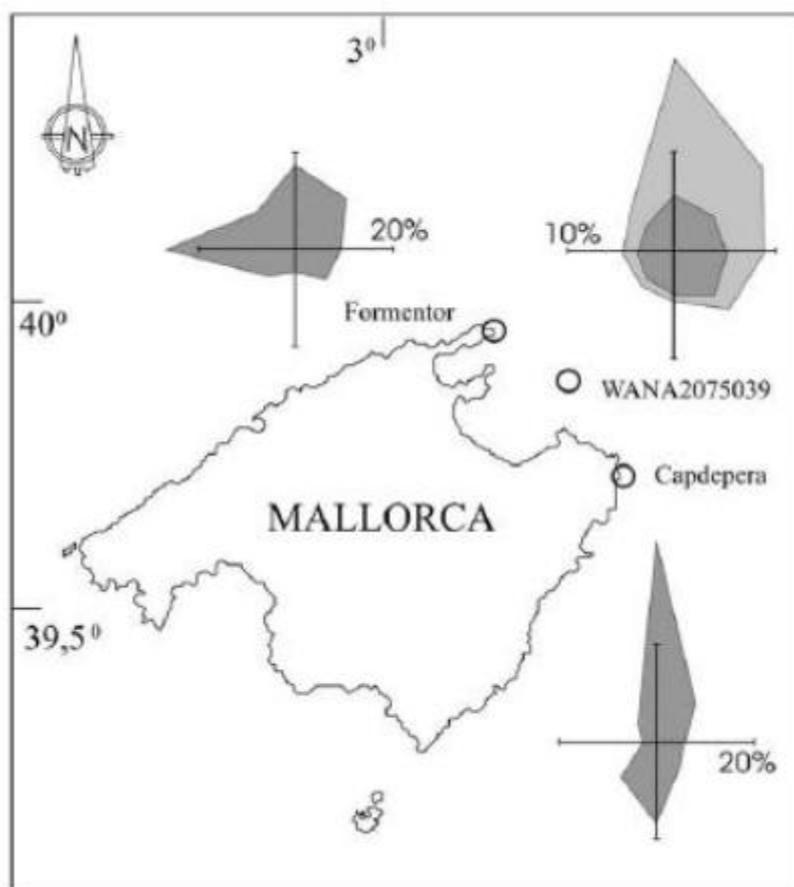
Al margen del patrón definido anualmente, el análisis climático de una serie temporal representativa muestra variaciones importantes en el transcurso del tiempo. En el comportamiento térmico de la zona entre los años 1987 y 2009 muestra un escenario considerablemente caluroso entre los años 1987 y 1991, con temperaturas medianas anuales cerca de los 18°C. Esta tendencia bajó drásticamente en 1992, disminuyendo la media casi 1°C, hasta situar al año 1993 como el más frío de la serie analizada, con una temperatura media por debajo de los 16°C. A partir de este punto, las variaciones térmicas registradas han dibujado una línea de tendencia negativa, a pesar de que con fluctuaciones en su evolución. Algunas que hay que comentar son la subida de temperaturas sufridas entre 1997 y 2000, las medias anuales superiores a los 17°C en 2003 y 2004, o la punta registrada en 2006, con una media de 17,6°C. La amplitud térmica media alcanza valores bastante bajos, situándose en los 2,6°C.

Las fluctuaciones en el comportamiento de las precipitaciones tampoco han estado ausentes en el transcurrir de los años analizados. Son característicos los máximos pluviométricos que se ven a lo largo de la secuencia, con claros ejemplos en 1990, 1991, 1996, 2002, 2008 y 2009, llegando a valores por encima de los 800 mm/año, y sobrepasando la media anual característica. Los registros máximos de precipitación en esta serie se dieron en 2008, con un total de 925,3 mm/año, mientras que el año más seco fue 1999, con una acumulación de 367,6 mm/año, suponiendo una mediana pluviométrica total que se sitúa en los 615,1 mm.

En la isla de Mallorca, abierta a los cuatro puntos cardinales, en la estación fría invernal y en las dos de transición, otoño y primavera, predominan los vientos de componente N, seguidos de los de componente O. En cambio, a lo largo de la estación estival, los que predominan son los de componente E. Los de N y O están asociados a la circulación general de las regiones templadas, mientras que los de E se ligan a la presencia de las depresiones térmicas de verano, al SE de la península Ibérica.

Teniendo en cuenta los días en los que el viento sopla a más de 4m/s (umbral de velocidad necesaria para mover arenas medias, de 0,25 mm de tamaño de grano), en la badia d'Alcúdia los vientos predominantes son los que provienen de dirección N, con más del 41% de los días a lo largo del año, mientras que hacia el norte, concretamente en el faro de Formentor, los que predominan son de componente O, con un total del 26% de días, seguidos de los de componiendo N, con el 17,4%.

La parte septentrional de la badia d'Alcúdia se ve protegida de los vientos de componiendo N y O debido a la presencia de la estructura montañosa de la Serra de Tramuntana. Se puede determinar la existencia del denominado corredor de Alcúdia, de dirección N-S, delimitado al este por la península de Alcúdia y al oeste por el Puig de Sant Martí. Este hecho es el que determina que la influencia de los vientos de componiendo N, canalizados primero por la badia de Pollença en dirección N-S, también se puedan considerar predominantes a la zona de estudio, hecho que queda patente en la disposición y morfología de los sistemas dunares.

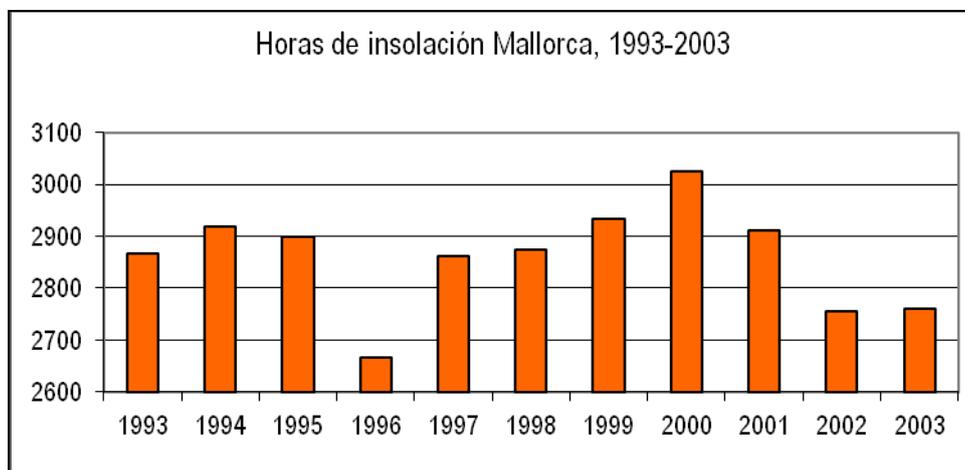


Los vientos soplan sobre todo del Norte, Nordeste y Este, debido a la exposición de la badia d'Alcúdia en el contexto de la Isla de Mallorca.

Además de los vientos dominantes, hay que tener en cuenta también la importancia del régimen de brisas litoral que está ligado al efecto termorregulador del mar (*embat*). A lo largo del día la radiación solar hace aumentar la temperatura de la tierra, oponiéndose con lo que ocurre sobre la superficie marina, que debido a su inferior capacidad, no se calienta tanto. Con este escenario, durante el día la tierra está más caliente que el mar, generando brisas de mar hacia tierra debido a las diferencias de presión. Durante los meses de abril a octubre, las diferencias térmicas que se establecen entre el

interior de la isla y el mar dan lugar a un movimiento del aire que, si no hay un viento regular predominante, genera una brisa con un régimen homogéneo. Se forma entre las 9h y las 10h y desaparece entre las 18h y las 19h. En la costa puede llegar a velocidades medias entre los 25-30 km/h, lo que supone entre 6,9m/s y 8,33m/s, respectivamente. En el caso de la badia d'Alcúdia, durante el periodo estival, el *embat* puede llegar a generar movimientos de aire bastante fuerte. Por la noche, esta brisa se invierte soplando de tierra hacia mar, y se conoce con el nombre de *terral*, pero nunca llega a las velocidades del *embat*. El efecto sobre la línea de costa puede ser importante, sobre todo en costas bajas arenosas, como agente transportador del sedimento. A pesar de que el *embat* entra en dirección perpendicular a la línea de costa, tierra adentro se puede ver modificado por una multitud de factores, destacando los accidentes orográficos.

La exposición al sol es elevada en la zona de estudio, con unas 2800 horas de insolación anual. La gráfica siguiente muestra que siempre se supera la cota de 2600 horas de insolación anual.



Horas de insolación anual de Mallorca, 1993-2003. Elaborada a partir de los datos del Institut Balear d'Estadística.

Batimetría.

El trazado batimétrico de la Badia d'Alcúdia muestra un aspecto homogéneo, con líneas que se proyectan de forma paralela a la silueta dibujada por la línea de costa. En la parte central, en el sector comprendido entre el casco urbano de las playas de Muro y la Colonia de Sant Pere, la topografía que se percibe es bastante suave, con un desnivel de -40m a lo largo de 13.000m de longitud, desde la línea de costa hasta la línea imaginaria entre Cap des Pinar y Cap Ferrutx. Estos datos vienen a significar una estimación de -0,003m de desnivel por cada metro longitudinal, y por lo tanto, un 0,3% de pendiente, dando lugar a la morfología propia de las playas disipativas, caracterizadas por pendientes suaves y una reflexión de energía muy baja.

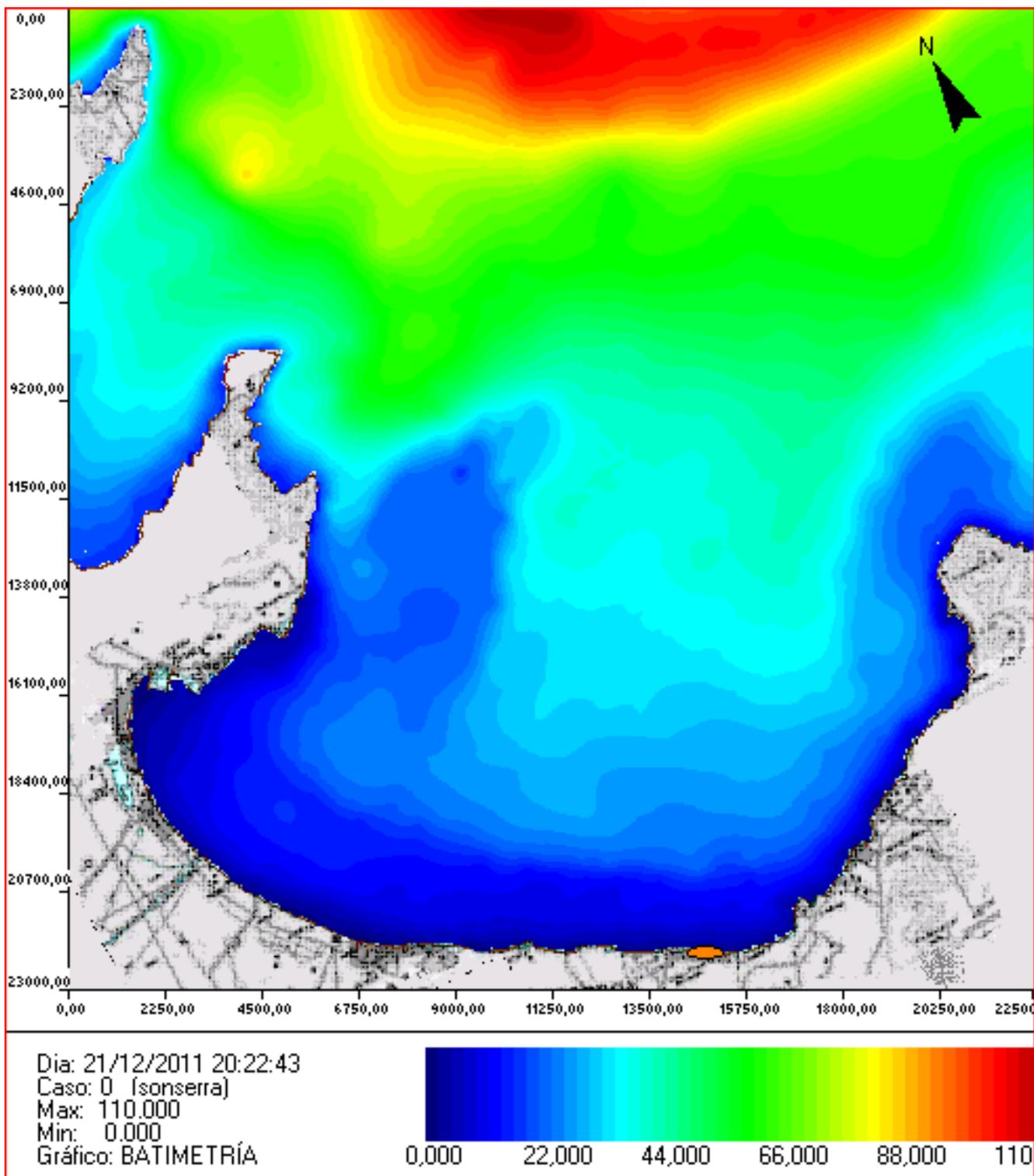
Al contrario que la zona central, los extremos muestran un relieve submarino más irregular y abrupto. Los dos promontorios rocosos existentes (la península de Artà hacia el sur, y la península de Alcúdia al norte), muestran su continuación hacia la parte sumergida, provocando una batimetría más escarpada, sobre todo en los primeros metros del sector proximal. En la parte sur, desde la Colonia de Sant Pere hasta Cap Ferrutx, el aumento en cuanto a profundidad es notable a lo largo de los primeros metros, pasando de 0 a -20m en una distancia longitudinal del 1000m, suponiendo esta tendencia un desnivel de 0,02m por cada metro longitudinal o 2% de pendiente. Esta tendencia se suaviza si el mismo perfil se extiende hasta los -40m, produciéndose un desnivel de 0,005m por cada

metro longitudinal o 0,5% de pendiente. El desnivel se acentúa en el saliente sur de la bahía, en el Cap Ferrutx, donde se dibuja una pendiente del 4% en los primeros 50m longitudinales.

El relieve batimétrico más escarpado de la bahía se encuentra en el sector norte, concretamente en la falda de la península de Alcúdia, entre Cap de Menorca y Cap des Pinar. Se alcanzan los -40m en una distancia longitudinal de 2.000m, suponiendo un desnivel de 0,02m por cada metro longitudinal, con una pendiente del 2%.

La parte norte de la bahía se caracteriza por un promontorio submarino, paralelo a la península de Alcúdia, y alineado con la salida natural de s'Albufera y con la falla neógena que da lugar al torrente de Son Bauló. La batimetría resultante se caracteriza por su heterogeneidad, por lo cual no es útil calcular una pendiente media de todo el recorrido. El efecto terrestre dentro de los primeros metros de la zona más cercana a la costa es muy palpable, derivando una pendiente muy acusada a lo largo de los primeros 400m, punto donde se alcanzan los -20m, lo que supone un 5% de pendiente. A continuación, desde los 400m hasta los 4.000m aproximadamente, el perfil dibuja una forma convexa de magnitudes importantes.

En la siguiente figura se muestra el resultado de la interpolación batimétrica extraída de diversas cartas náuticas del Instituto Hidrográfico de la Marina (nº 3841, 3843, 3844 y 3845).



Geomorfología.

La Badia d'Alcúdia es la segunda más importante de las Islas Baleares. Situada en el cuadrante nordeste de Mallorca, se extiende desde Cap des Pinar hasta Cap Ferrutx, ambos separados por 16,6 Km. La vertiente oeste queda delimitada por la línea de costa. La línea de intersección entre los dos cabos antes mencionados se separa de la línea costera por unos 13 Km, suponiendo todo junto una superficie aproximada a los 215 km².

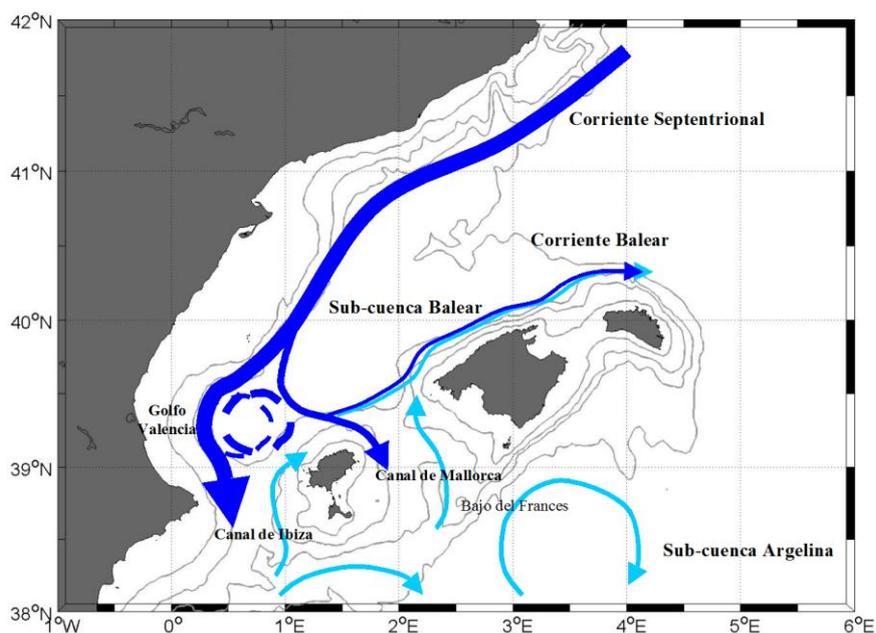
La plataforma continental de las Baleares, de una manera general delimitada por la isobata -200 m, consiste en una reducida área entre la línea de costa y la rotura de pendiente con el talud continental, siendo la prolongación mar adentro de las zonas emergidas isleñas. La Badia d'Alcúdia es un buen ejemplo de ello. Esta es de origen estructural, y se ve limitada por un conjunto de fallas neógenas normales con dirección NE-SW. Desde el punto de vista geomorfológico, esta es la continuación marina de la depresión central de Mallorca. La Badia d'Alcúdia se divide en dos partes: el sector norte, caracterizado por importantes muestras de subsidencia, y el sector sur, donde predomina la estabilidad.

Los fondos marinos de la Badia d'Alcúdia se caracterizan por una dominancia casi absoluta de los materiales sedimentarios, fruto del aporte de los procesos constructivos de origen marino, y del aporte de materiales terrígenos a través de los cauces de torrentes y torrenteras.

El sector más oriental de la Badia d'Alcúdia es el que presenta formaciones rocosas de mayor entidad. Estas formaciones interfieren en el perfil del fondo y no permiten asimilarlo a un modelo litoral exclusivamente sedimentario. En cambio, el sector occidental es netamente sedimentario.

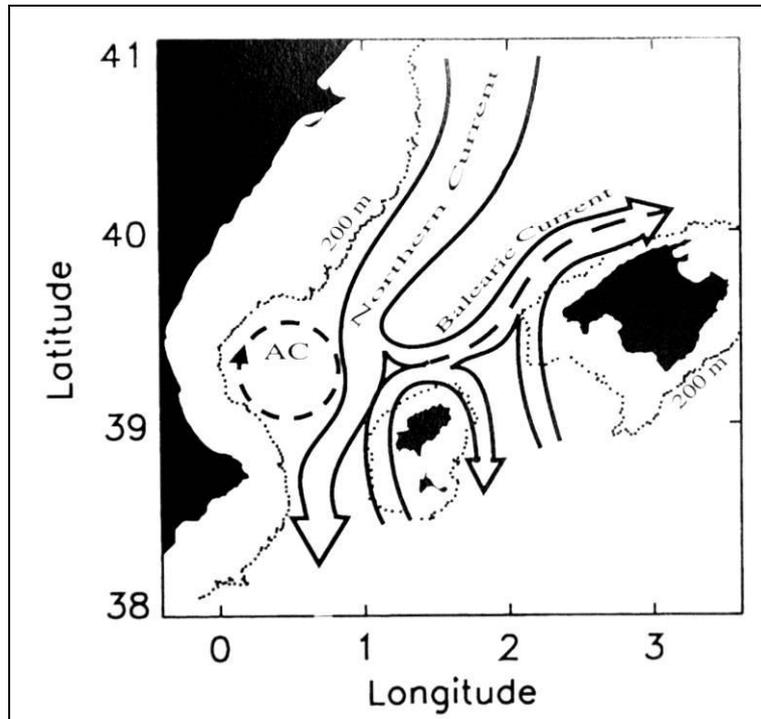
Clima marítimo.

El conocimiento general que se tiene sobre la circulación marina en el mar Catalano-Balear muestra que la costa norte de la isla de Mallorca está influenciada por el giro ciclónico del mar, con corrientes que se dirigen hacia el noreste (contracorriente a su vez del transporte general de la costa catalana). La intensidad del transporte es baja, con velocidades situadas entre 10 cm/s y 20 cm/s en la mayoría de las observaciones (Font, 1986). La circulación ciclónica general propia del Mediterráneo Occidental está representada en el Canal de Ibiza por la Corriente Septentrional, que baja con fuerza desde el Mar Ligur empujada por el forzamiento por viento característico del invierno. La intensidad de la Corriente Septentrional decrece durante primavera y verano, lo que favorece la entrada de aguas de origen atlántico.



*Circulación ciclónica del Mar Balear (López-Jurado et al., 1996).
En azul oscuro agua mediterránea y en azul claro, agua atlántica.*

Estudios recientes han puesto de manifiesto una variabilidad interanual frecuente respecto de este modelo de circulación regional en aguas de Baleares, debido principalmente a la aparición de giros anticiclónicos formados por grandes cantidades de Agua Intermedia de Invierno. Estos giros quedan atrapados topográficamente entre el extremo norte del Canal de Ibiza y el Golfo de Valencia, desviando la Corriente Septentrional hacia el Canal de Mallorca e interfiriendo en la circulación del agua atlántica (López-Jurado *et al.*, 1996; Font *et al.*, 1995; Pinot *et al.*, 1999; Pinot *et al.*, 2002).



Circulación ciclónica del Mar Balear (Pinot *et al.*, 2002).

Por otra parte, la costa noreste de Mallorca está sometida directamente a los oleajes de procedencia norte y este, generadores de corrientes de viento.

Mareas.

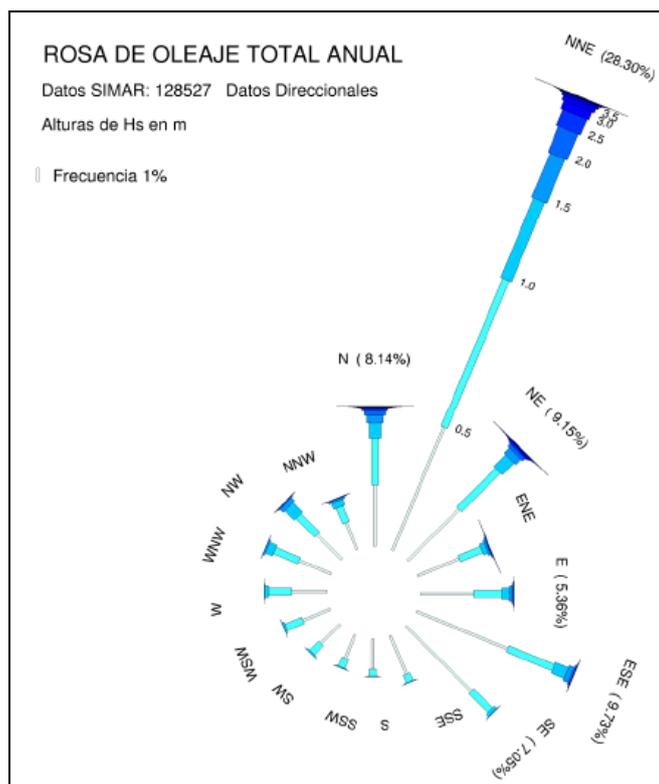
Las mareas son de escasa importancia en el Mediterráneo ya que la oscilación máxima detectada es de unos 20 cm, con dos máximos y dos mínimos diarios. Dada la poca amplitud en la oscilación del nivel del mar, las zonas litorales carecen de zona intermareal propiamente dicha. En verano pueden producirse oscilaciones bruscas en el nivel del mar asociadas al paso de frentes barométricos. Esta situación, especialmente en ensenadas angostas, produce movimientos de flujo y refluo (*plenes i seques*).

Oleaje.

Debido a la ausencia de boyas de oleaje en la zona de implantación del proyecto, el conjunto de datos de oleaje considerado en el estudio para caracterizar el clima marítimo en la zona costera situada frente al Port d'Alcúdia corresponde a datos de hindcast SIMAR, obtenidos mediante retroanálisis con un modelo de predicción de oleaje a partir de datos de viento.

El nodo SIMAR considerado está situado al noreste de la badia d'Alcúdia y corresponde al nodo 2075039, cuyas coordenadas geográficas son 39,88º N de latitud y 3.38º E de longitud, considerado como situado en aguas profundas. El periodo de registro considerado en este estudio abarca desde Enero de 1958 hasta Diciembre de 2001, es decir, un total de 44 años.

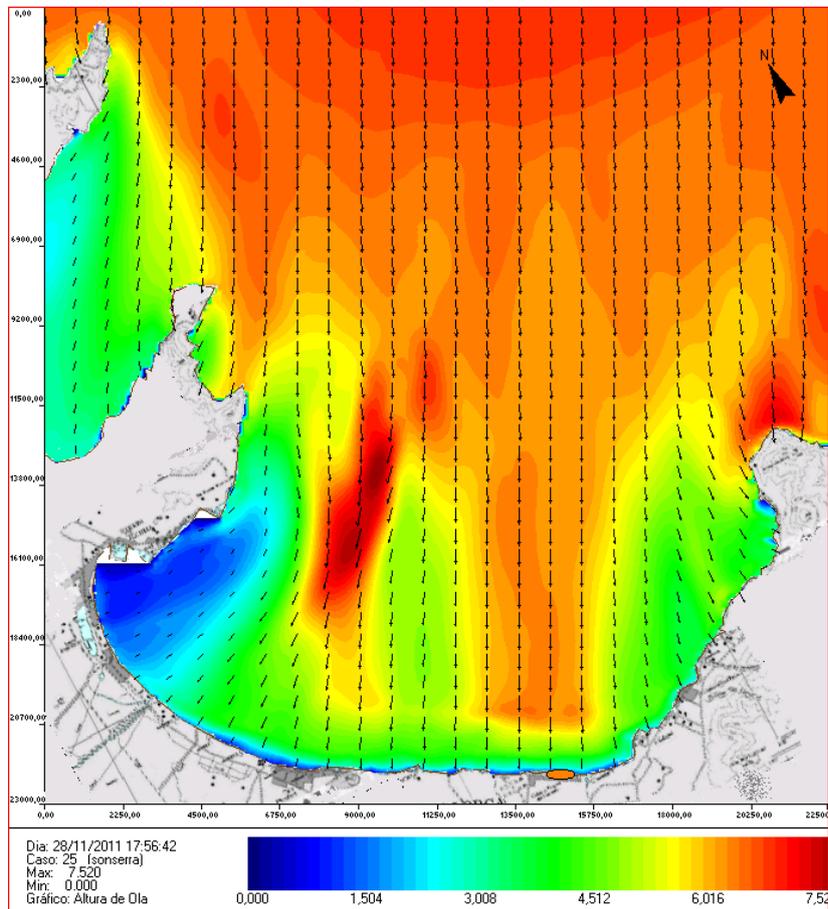
La distribución sectorial del oleaje (en sectores de 22.5º), puede apreciarse claramente en la siguiente rosa de oleaje definida a partir del conjunto de datos.

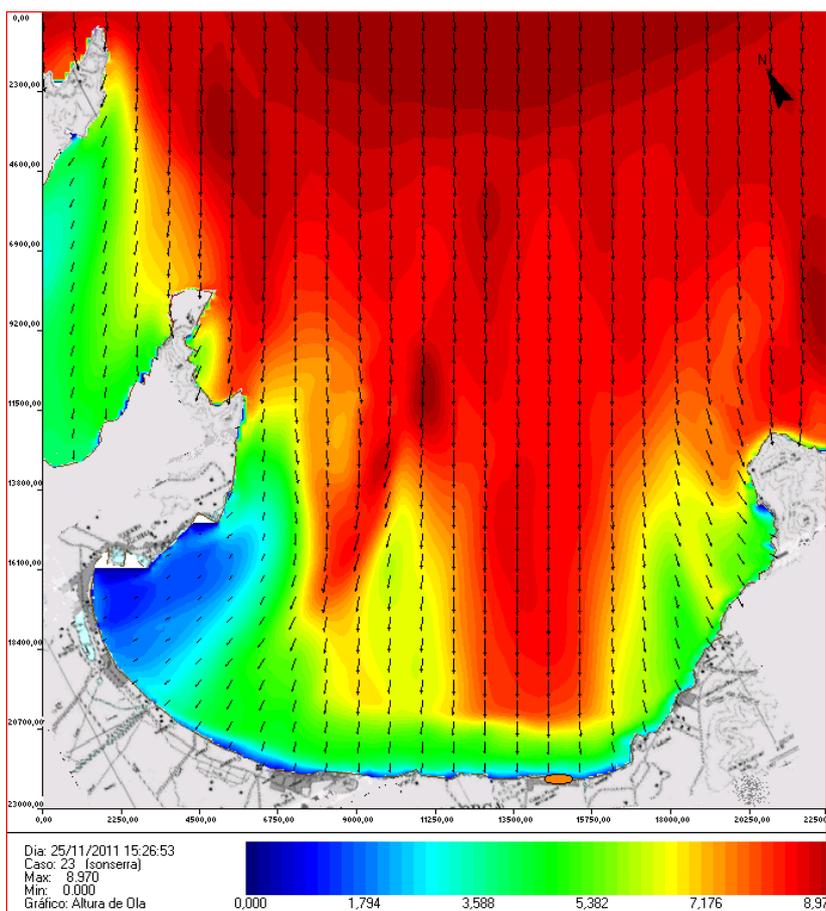


Para definir las características del oleaje de cálculo (temporales) en aguas profundas, se ha realizado un análisis extremal del conjunto de los datos de oleaje. En base a dicho análisis, se ha determinado el valor de la altura de ola significativa (Hs) asociada a diversos periodos medios de retorno según la distribución de Weibull, considerando un umbral de Hs=4 m. En la siguiente tabla se muestran los resultados obtenidos para la estima central del ajuste, bajo 2 hipótesis distintas: sin considerar y considerando un dato de dudosa fiabilidad (*outlier*) correspondiente al día 28 de diciembre de 1980 (Hs > 11 m).

Periodo de retorno, años	Hs (m), -con outlier-	Hs (m), -sin outlier-
5	6.62	6.45
10	7.44	7.03
25	8.56	7.78
36	9.05	8.08
50	9.45	8.32
72	9.92	8.61
100	10.36	8.86

Las dos figuras siguientes muestran la distribución de las alturas de ola en la badia d'Alcúdia en dos temporales: el primero de período de retorno de 5 años y el segundo, de período de retorno de 36 años.





En ambos queda patente cómo la zona de implantación del emisario puede considerarse resguardada.

Corrientes.

En el área de la mar Balear rige la corriente general del Mediterráneo en dirección sur-oeste, que se encuentra con la procedente del estrecho al sur del cabo de la Nao, tomando conjuntamente la dirección este al sur de las Baleares.

Pero la influencia de estas corrientes se puede considerar nula a escala local, dado que su velocidad en superficie no supera normalmente un nudo, y que, además, su dirección y velocidad superficiales cambian de acuerdo con el viento que rige en cada momento.

Por tanto, las corrientes en Baleares no tienen una predominancia definida, tal como puede ocurrir en el levante peninsular, sino que dependiendo de la isla y de la fachada de dicha isla las corrientes predominan en un sentido o en otro. En el caso concreto de la zona de Mallorca, existe, por una parte una corriente en sentido noroeste-sureste entre las islas de Ibiza y Mallorca, al tiempo que también se detectan corrientes con trayectorias en forma de remolino, es decir, pueden darse en cualquier dirección.

La zona de estudio al noreste de la Isla de Mallorca presenta, como en todas las zonas cercanas a costa de las islas Baleares, corrientes inerciales de velocidades bajas, de 0,05 a 0,2 m/s. En la zona interior de la badia d'Alcúdia las corrientes son todavía menores, de 0,1 m/s, salvo las próximas a algún accidente geográfico y bajo determinadas condiciones oceanográficas.

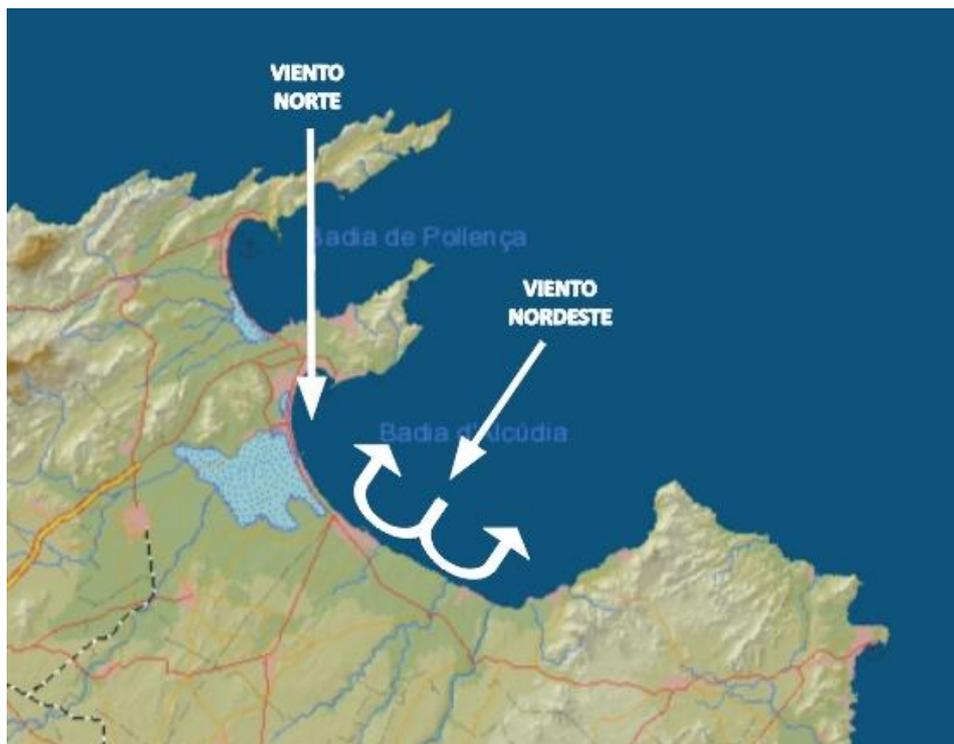
Las corrientes litorales inerciales, al encontrarse con la badia d'Alcúdia penetran en la misma perdiendo intensidad. Sólo cuando se dan corrientes asociadas al viento y oleaje que penetren perpendiculares a la bahía, se formarán corrientes de mayor envergadura en su interior, pero no superiores a 0,1 m/s

Hay una tendencia de las corrientes a seguir la línea de costa hacia el punto más interior de la bahía. Esto puede provocar remolinos tanto en las zonas próximas al Cap Ferrutx como en el Cap de Menorca según de donde proceda el viento.

Al acercarse a la costa dentro de la bahía, la disminución de la altura de la columna de agua y el efecto de rozamiento con el fondo provocan un freno en la velocidad de las corrientes. Los valores de las corrientes más cerca de costa, se sitúan en torno a 0,01-0,025 m/s.

Para un estudio a nivel local se ha de considerar que el factor determinante es el viento, que con la fricción con las capas superficiales del mar provoca su desplazamiento.

En el caso de la badia d'Alcúdia, debido de su apertura hacia el NE, las pautas de corrientes litorales debidas al viento se dan básicamente por la creación de dos células de deriva litoral, las cuales inciden en la redistribución del sedimento a lo largo de la línea de costa (Servera, 2004). En la parte septentrional, la más importante de ellas, girando con sentido horario, mientras que en el sur de la bahía, se crea una de dimensiones menores siguiendo dirección anti-horaria.



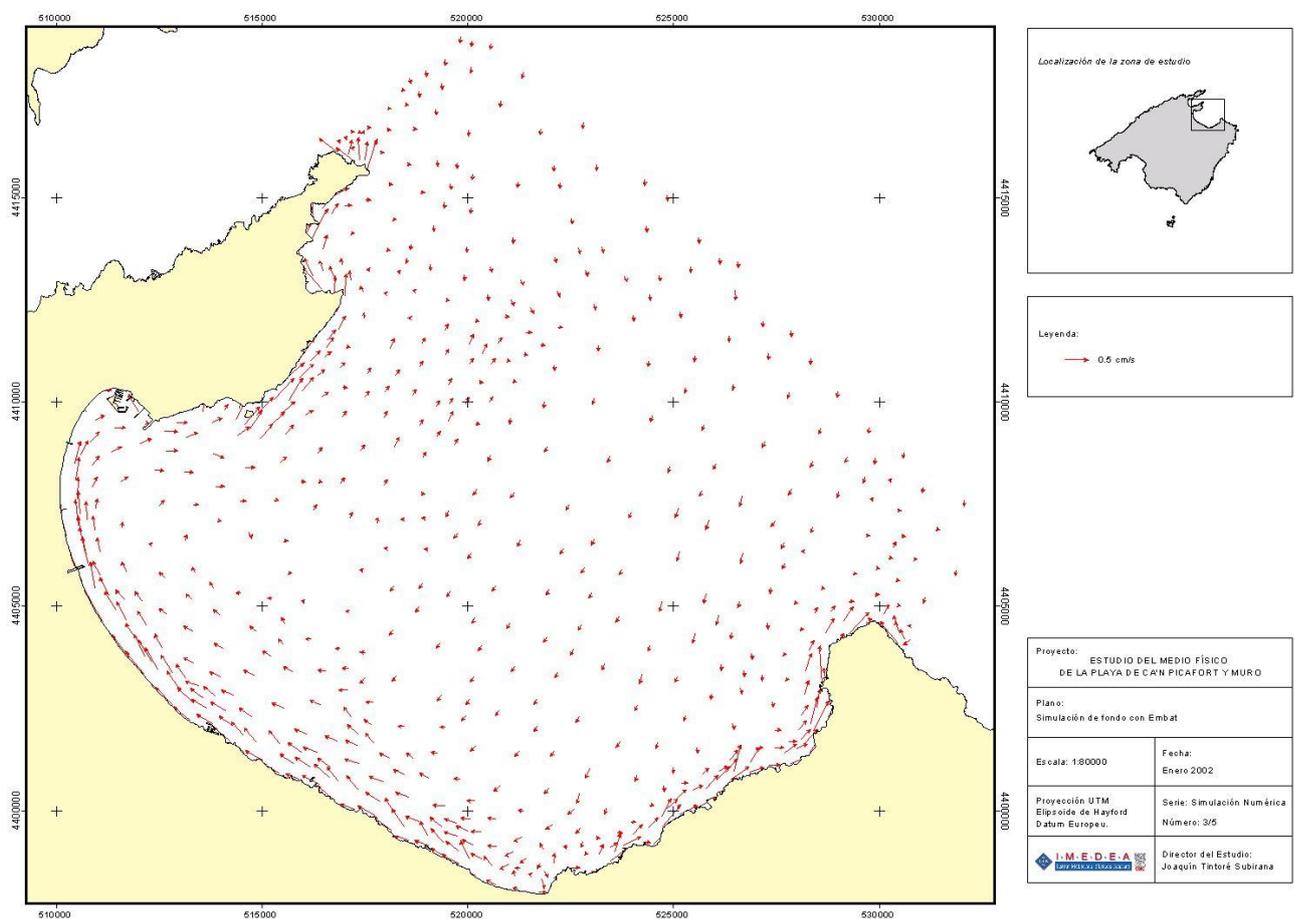
La batimetría es un factor importante a la hora de determinar las corrientes marinas existentes. En el caso de la badia d'Alcúdia, ésta es suave pero no homogénea. En el sector sur, y paralelamente a la línea de costa, es más abrupta, mientras que hacia el norte se dibuja una suave convexidad, con una pendiente más moderada. Esta convexidad es precisamente la que explica el transporte y la deposición de sedimento generada por la célula septentrional, a través de corrientes longitudinales con una ligera oblicuidad respecto a la primera línea (*cross-shore*), proyectando un vector de energía

paralelo a la orilla en el sentido del oleaje, y afectando únicamente la zona entre la rompiente de las olas y la línea de costa.

Las corrientes longitudinales son las responsables directas de la deriva litoral. La existencia de dos células diferenciadas en la propia bahía explicaría la distribución del sedimento. En un litoral orientado N-S y abierto a oriente, la deriva será en dirección S-N por las zonas donde el oleaje predominante sea procedente del NE (célula septentrional). Por otro lado, el efecto contrario se producirá en el caso donde el oleaje predominante sea SE, generando éste un transporte con dirección N-S (célula meridional). Después de actuar el oleaje, las *cross-shore* son el agente responsable de desplazar y distribuir el sedimento en suspensión a lo largo de la línea de costa.

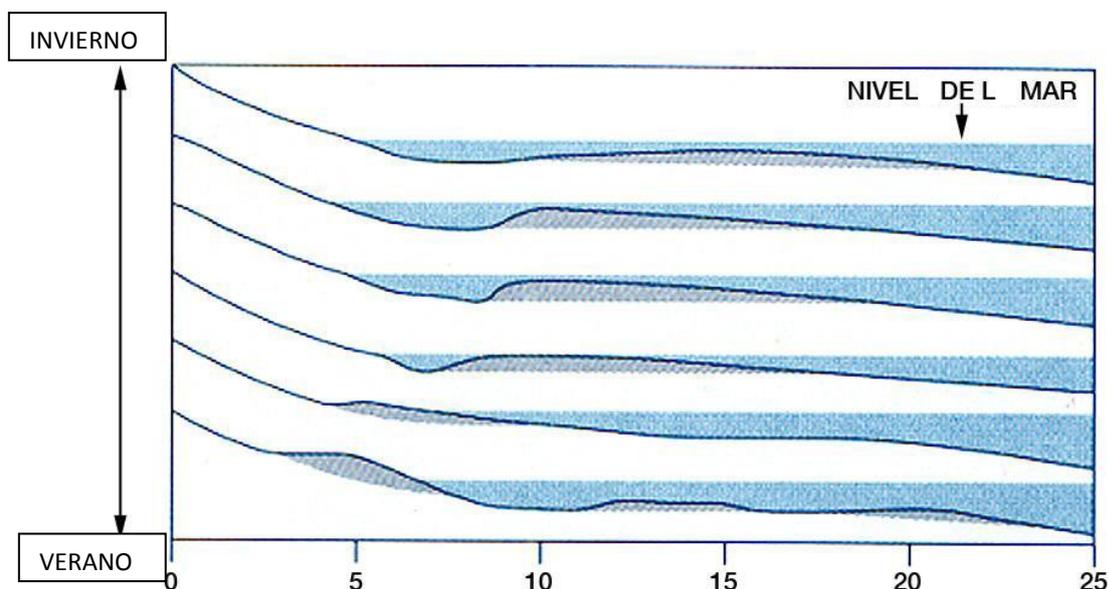
Otro tipo de corrientes litorales existentes también en la badia d'Alcúdia son las que se denominan corrientes perpendiculares, provocadas por el continuo desplazamiento de masas de agua sobre la primera línea, y su regreso mar adentro. Se pueden diferenciar dos modelos distintos. Un primero se corresponde a un regreso difuso, poco organizado y de difícil observación. En segunda instancia destaca el que se denominan corriente de resaca, que responde a un flujo de retorno en células organizadas, definiendo corrientes concentradas que pueden llegar a alcanzar velocidades de 4m/s.

Un caso particular de corrientes forzadas por el viento son las que se generan por el régimen de brisas litoral que está ligado al efecto termorregulador del mar (*embat*) y que actúa principalmente en situaciones de ausencia de viento de componente. En este caso, la corriente generada forma un giro en sentido horario que va aumentando su intensidad hacia la zona occidental de la bahía, y que en la zona de actuación del proyecto supone una circulación de oeste a este.



Dinámica costera y procesos litorales.

Las características batimétricas de la badia d'Alcúdia determinan que la playa sumergida adopte un perfil muy suave, con una pendiente muy moderada y por lo tanto, un comportamiento disipativo en relación al oleaje que le llega. El gradiente de pendiente de la playa en general, y del *nearshore* en particular, tienen que ver con el grado de incidencia energética que el oleaje descarga sobre el *swash*, y por lo tanto también, en la caracterización morfológica de este ambiente. La playa sumergida tiende a presentar barras arenosas sumergidas insertadas dentro del sector proximal. Estas son las responsables de la rotura de la ola, y el punto que da inicio a su disipación hacia la línea de costa. Las barras arenosas sumergidas son un hecho repetitivo en el análisis de fotografías aéreas disponibles desde 1956 hasta hoy, respecto a las playas analizadas. La comprobación de la imagen aérea permite ver como estas barras no son continuas, sino que presentan zonas deprimidas o de rotura (*rip channels*) por las cuales se canalizan mar adentro las corrientes de resaca (*rip currents*), dibujando una topografía irregular la cual presenta elevaciones heterogéneas. Además, un escenario geomorfológico común a lo largo del *nearshore* en las playas es la presencia de varias barras arenosas, paralelas entre sí, y también respecto a la línea de costa. No obstante, y debido a su vulnerabilidad hacia cambios, a veces dibujan formas semicirculares, cúspides, lunáticas o curvas, abiertas hacia la primera línea. Las barras arenosas son formadas y estructuradas por la acción del oleaje, y van asociadas también a la dinámica de corrientes de la propia bahía. Representan el punto de ruptura del oleaje, provocando después una acumulación de sedimento y su posterior crecimiento. Algunos autores afirman que la medida y la distancia respecto de la línea de costa depende de la dinámica y la fuerza del oleaje, variando su posición en función de la temporada anual y la fuerza energética refractada por las olas. A pesar de que se pueden encontrar barras sumergidas de pequeños guijarros, las características de la badia d'Alcúdia hacen que las barras de las playas estén compuestas por arenas finas o medias.



Representación esquemática del movimiento sufrido por las barras arenosas en playas disipativas en una escala anual (Mir Gual, 2008).

El *swash* se define como la zona de vaivén provocado por el agua que, una vez la ola ha colapsado dentro del *nearshore* (en la zona de rotura) es lanzada sobre la zona ecotónica que conecta la parte

sumergida y la parte emergida de la playa. Al ser un mar donde la acción de las mareas es prácticamente nula, esta zona de transición se podría postular como el equivalente al espacio intermareal de las playas oceánicas. A pesar de que desde la observación *in situ* éste pueda parecer un espacio fijo, el seguimiento a través del muestreo en el campo lo define como un lugar extremadamente dinámico, sobre todo en cuanto al continuo intercambio de sedimento entre la parte aérea y marina. Como resultado de este dinamismo, y contrastado también por la comparación de perfiles en diferentes momentos del año, el mesolitoral puede ampliar o reducir sus dimensiones y el número de barras existentes. En definitiva, la situación del *nearshore* y el mesolitoral en las playas estudiadas muestran variaciones en función de la temporada anual. En periodo invernal, y consecuencia de los temporales de mar, el mesolitoral presenta menor pendiente y mayor superficie, consecuencia de la adhesión de barras sumergidas desde el *nearshore* hacia la zona de *swash*. En cambio, en verano la playa presenta una tendencia de deposición, constructiva, que da lugar a un perfil del sector más corto, pero con una pendiente ligeramente mayor, actuando de manera menos disipativa respecto al oleaje de baja energía que llega. Con un oleaje constructivo el *swash* logra una forma convexa, mientras que bajo un oleaje erosivo el perfil dibuja una morfología cóncava. Sobre todo en zonas templadas, hechos como estos hacen que los perfiles de playa logren formas diferentes entre la temporada invernal y estival.

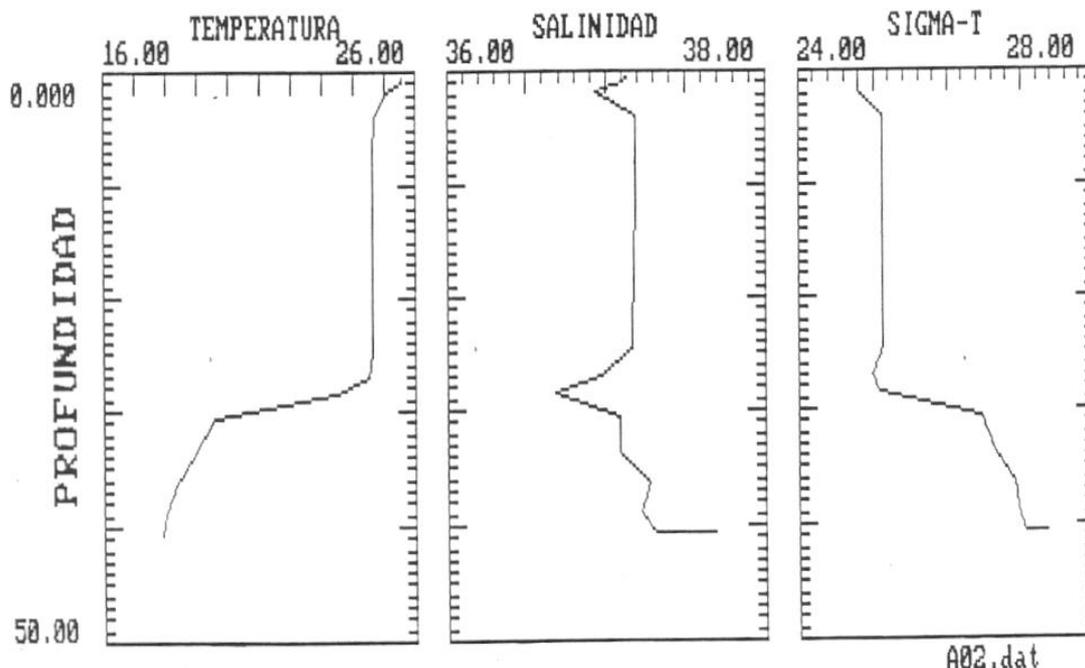
La zona de influencia del proyecto se caracteriza porque los tramos de costa adyacentes presentan formaciones rocosas, de tipo acantilado bajo, que permiten la deposición de pequeñas bolsas de arena, sin continuidad para formar un perfil de playa estable.

Estructura termohalina de la columna de agua.

La acción combinada de la radiación solar (que calienta la superficie del mar) y de los vientos (que actúan sobre el mar a modo de energía para la mezcla) causa los procesos de estratificación que sufren las aguas. Durante los periodos de máximo calentamiento, la superficie del mar aumenta su temperatura, que se distribuye gracias a la acción del viento sobre las primeras decenas de metros, quedando la masa de agua estructurada en una capa superficial con aguas bien mezcladas y temperaturas altas, y una capa profunda mucho más fría con la que no se mezcla. La zona de gradiente máximo de temperatura en esta estructuración vertical de la masa de agua se conoce como termoclina y es la zona donde se observan los cambios más drásticos de temperatura en el eje vertical.

En términos generales, la temperatura del agua del Mediterráneo presenta un comportamiento estacional, con una situación invernal en la que se da una homotermia prácticamente en todas las profundidades (con temperaturas alrededor de 13,5°C) y una situación estival, con temperaturas superficiales superiores a 25°C, pero con una gran homogeneidad a partir de 150 m (12,5-13,5°C). Por tanto, la variabilidad térmica se reduce a la primera capa de la columna de agua, que queda sometida directamente a la interacción con la atmósfera. En las condiciones de verano se establece un fuerte gradiente térmico (termoclina) que puede alcanzar valores de hasta 1-1,5°C/m y se sitúa a un nivel variable en función de la profundidad total de la columna de agua y también del momento concreto dentro del ciclo estival (la termoclina se hunde paulatinamente desde principios de verano hasta la llegada del otoño). Las restantes estaciones (primavera y otoño) son de transición, siguiendo los ciclos de calentamiento y enfriamiento de la atmósfera. La profundidad media donde se sitúa la termoclina varía de año en año (entre 20 y 40 m) y en zonas costeras puede mostrar oscilaciones de más de 15 m durante el verano. Por lo menos una de estas oscilaciones se detecta a menudo a finales de agosto, antes de que empiece su hundimiento y debilitación. A finales de agosto aumenta la

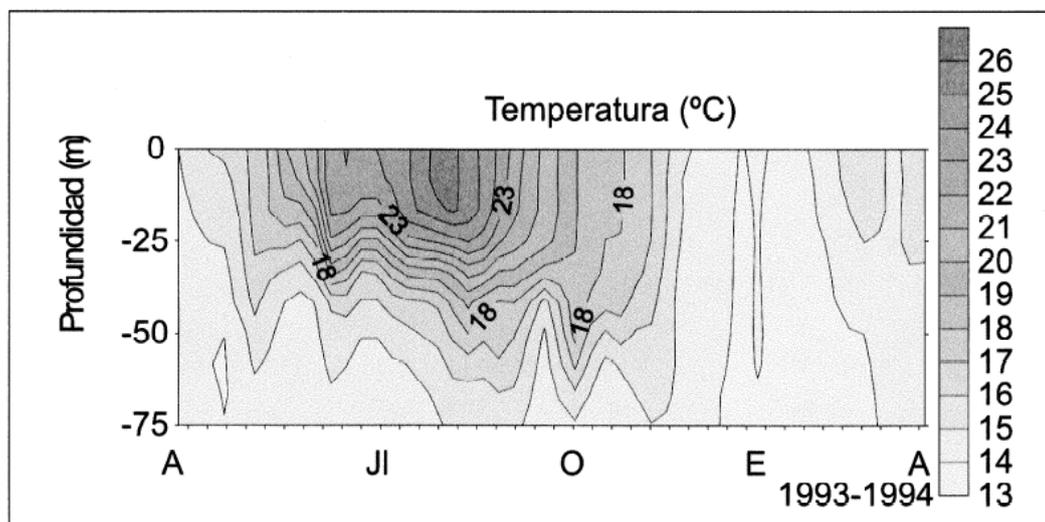
intensidad del viento y la termoclina empieza a romperse. Finalmente, entre finales de octubre y finales de noviembre, la disminución de la insolación y las tormentas otoñales destruyen y dispersan definitivamente la termoclina. Precisamente, la intersección con la superficie de la isoterma de 13,5°C marca el inicio del periodo de mezcla. Por lo tanto, la variabilidad estacional queda definida por dos épocas claramente diferenciadas (una de homogenización y otra de estratificación) de unos cuatro meses de duración cada una, con dos situaciones intermedias de transición. Este modelo es válido para zonas en las que la profundidad de la columna de agua es suficiente para que se establezcan gradientes térmicos verticales (más de 20 metros de columna de agua).



Estratificación térmica del medio en aguas del Mediterráneo Occidental durante la época de verano.

En el Mar Balear el comportamiento de la temperatura a lo largo de la columna de agua y la dinámica de la termoclina se ajusta al esquema general descrito anteriormente. Esta situación térmica se refleja, por ejemplo, en los resultados obtenidos en el estudio de una zona en el suroeste de la Isla de Mallorca, sobre la plataforma insular costera, en el periodo de tiempo de abril de 1883 a abril de 1884, realizado por el Centro Oceanográfico de Baleares (IEO) para el proyecto *Variación de las principales variables oceanográficas y planctónicas en una estación nerítica del mar Balear* (Fernández-Puelles, *et al.*, 1995). El punto de muestreo elegido fue una estación fija situada al suroeste de Mallorca, en la plataforma insular, a 76 m de profundidad y 2,5 millas de la costa (39°28' 54" N; 02° 25' 57" E). El muestreo se realizó cada 8-10 días y los datos que aquí se exponen son el resultado del periodo comprendido entre abril de 1993 y abril de 1994. La variación anual de temperatura superficial en este periodo presentó una oscilación de 13°C (13,7°C en el mes de febrero y 26,7°C a finales del mes de agosto), obteniéndose un valor medio de 19,5°C. A 75 m de profundidad la oscilación fue de 2°C, con mínimos en el mes de febrero de 13,4°C y máximos de 15,6°C a finales del verano. Se observó el régimen térmico típico del Mediterráneo Occidental, con una marcada termoclina estacional durante seis meses al año y tres meses de mezcla vertical. Se observó también un fuerte gradiente vertical de temperatura donde después de la homotermia de los meses invernales (13,4°C), comenzó a formarse suavemente la termoclina a finales del mes de marzo, sobre los 20 m y profundizando gradualmente hasta llegar a los 50 m al final del mes de agosto, momento

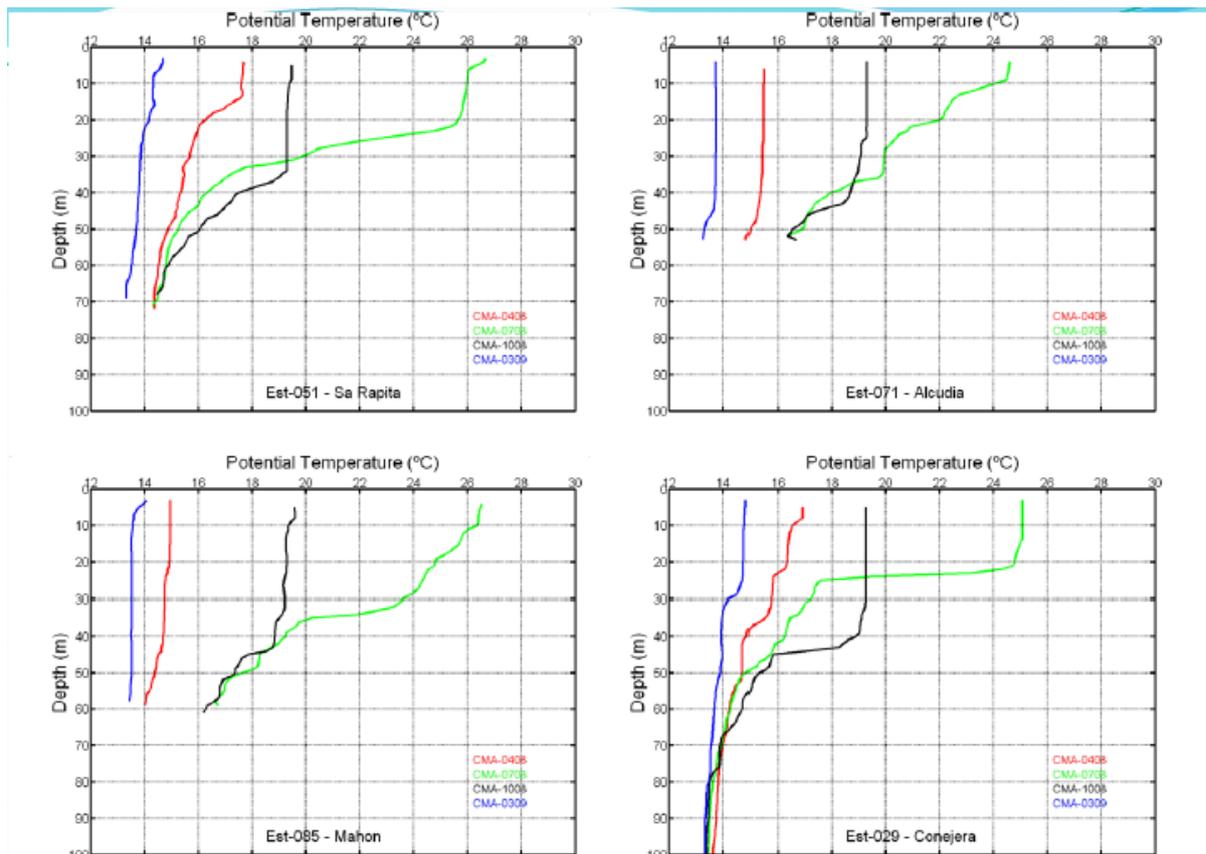
en el que se alcanzó la máxima estratificación en la columna de agua. Con la llegada del otoño meteorológico, y asociado con las tormentas de finales de verano (abundantes en este año), comenzó a descender la temperatura superficial, rompiéndose la termoclina que sólo desaparecería totalmente bien entrado el mes de diciembre.



Variación temporal de la temperatura con la profundidad (Fernández-Puelles, et al., 1997).

Más recientemente, en el marco de un convenio firmado entre la ABAQUA y el IEO en 2008, se ha realizado un control de variables químico-biológicas indicadoras del estado ambiental en zonas costeras de las Islas Baleares. Durante el transcurso de los años 2008 y 2009 se estuvieron muestreando, con carácter trimestral, 14 puntos a lo largo del litoral de las islas, completando un ciclo anual. La toma de datos se llevó a cabo mediante 4 campañas oceanográficas, estudiándose en ellas la distribución espacial y temporal de esas variables y su comportamiento estacional, para establecer un conocimiento e información básica de referencia (López-Jurado, 2009).

De entre la información generada, se pueden destacar los perfiles verticales de temperatura a lo largo de un ciclo anual, de cuatro de las estaciones estudiadas.

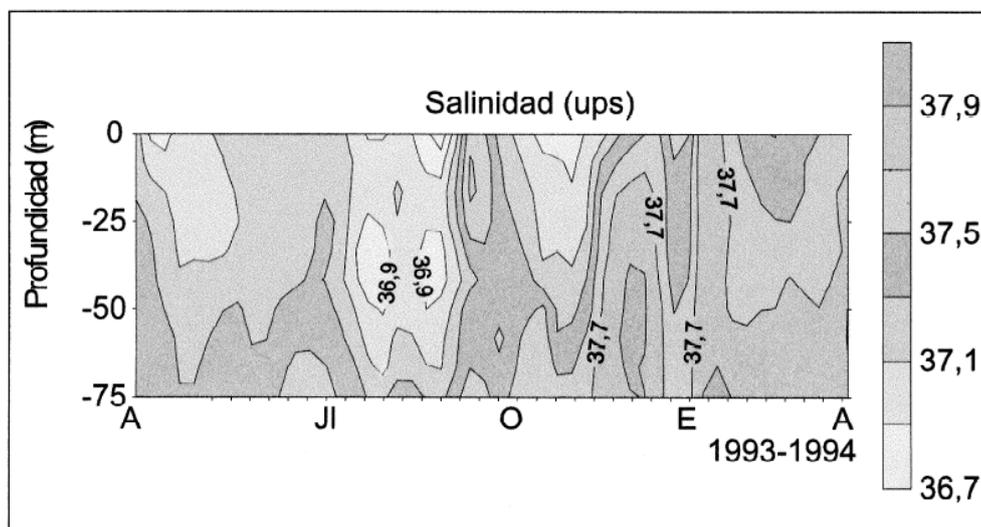


Estratificación térmica del medio en cuatro puntos de la zona nerítica balear y en las cuatro estaciones del año (abril, julio, octubre y marzo) (López-Jurado, 2009).

En los perfiles de temperatura anteriores se puede apreciar como el establecimiento de la termoclina no es uniforme a lo largo de la zona nerítica balear. No obstante, puede destacarse una pauta general de formación de la termoclina estival entre 25 m y 35 m de profundidad, con un hundimiento posterior a mayor profundidad.

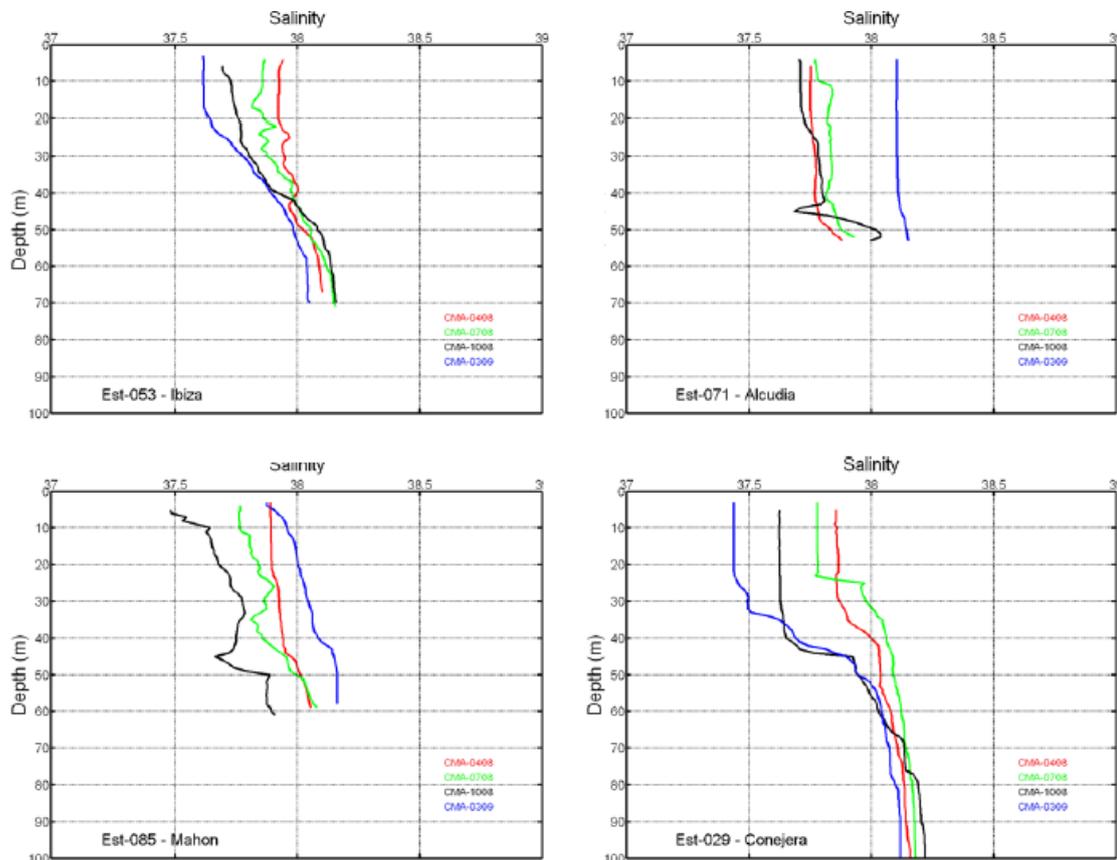
Si bien las variaciones de temperatura a lo largo del año vienen condicionadas por el ciclo térmico atmosférico anual, la salinidad depende fundamentalmente del tipo de masa de agua presente en cada momento.

Durante el estudio de una zona en el suroeste de la Isla de Mallorca, sobre la plataforma insular costera, en el periodo de tiempo de abril de 1993 a abril de 1994, realizado por el Centro Oceanográfico de Baleares (IEO) para el proyecto *Variación de las principales variables oceanográficas y planctónicas en una estación nerítica del mar Balear* (Fernández Puellas, et al., 1995), la salinidad varió entre las 36,7 psu de los meses de agosto y septiembre y las 38,1 psu de los meses de febrero y marzo. En la variación anual de esta variable se han observado oscilaciones irregulares de corto periodo, aunque la tendencia de los valores medios de la columna de agua mostró que los máximos correspondieron casi siempre a los meses invernales, mientras los mínimos se asociaron al periodo estival.



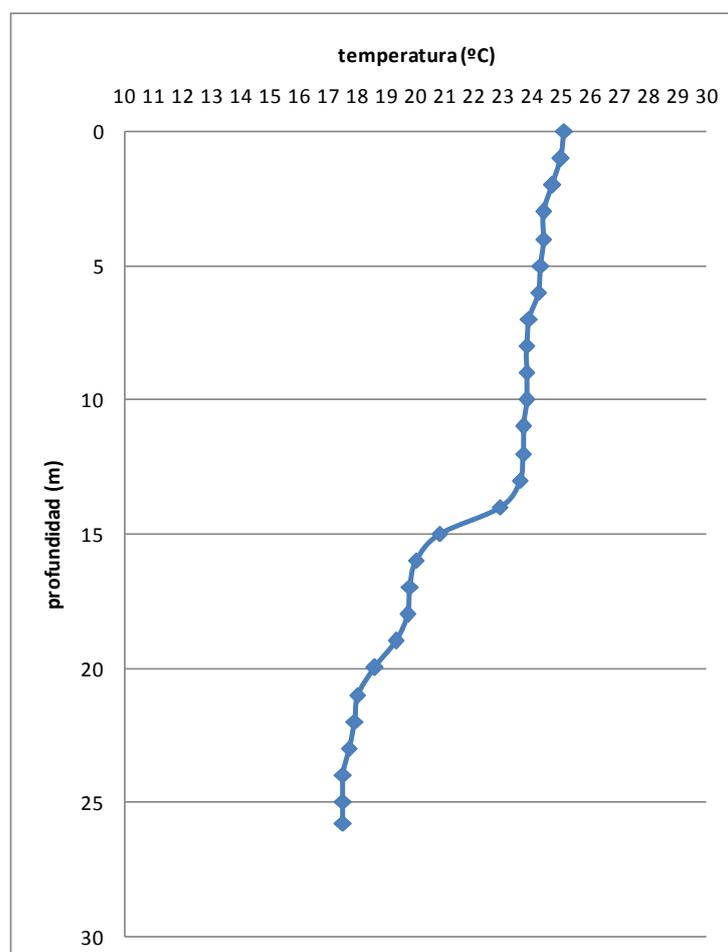
Variación temporal de la salinidad con la profundidad (Fernández-Puelles, et al., 1997).

En el estudio del IEO para el control de variables químico-biológicas indicadoras del estado ambiental en zonas costeras de las Islas Baleares (López-Jurado, 2009), se comprobó que esta tendencia anual no es general para el Mar Balear, y que depende fundamentalmente de la masa de agua que se trate en cada área y en cada época del año.



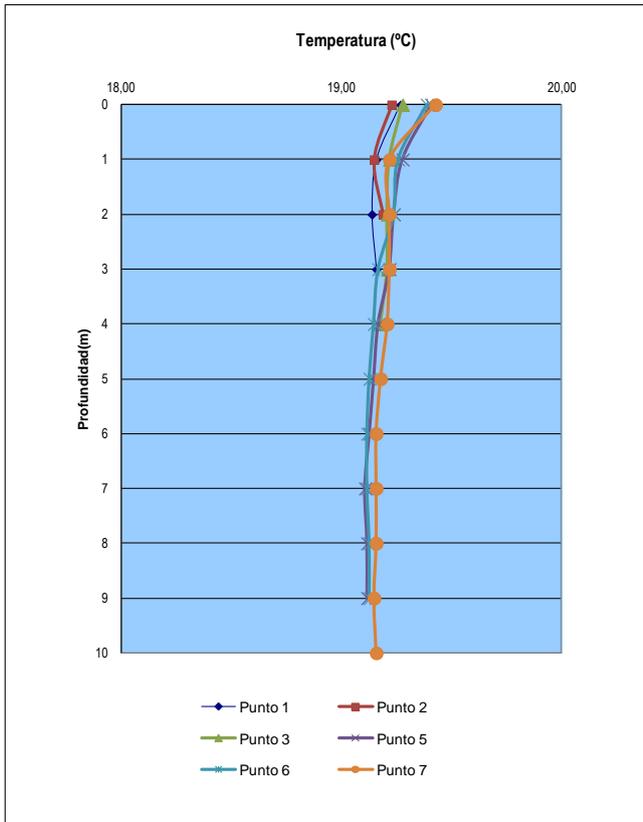
Evolución de la salinidad del medio en cuatro puntos de la zona nerítica balear y en las cuatro estaciones del año (*abril*, *julio*, *octubre* y *marzo*) (López-Jurado, 2009).

El modelo general termohalino establecido hasta aquí para las aguas neríticas no se cumple en aguas someras y confinadas, como las que se encuentran en la parte más interior de la badia d'Alcúdia. Donde la profundidad no es suficiente para que se desarrolle y evolucione la termoclina existe, no obstante, un considerable gradiente térmico durante la época cálida del año. Así, se dispone de datos procedentes de una campaña realizada en julio de 2005 frente a la zona de estudio, en la que se pudo constatar que pese a no alcanzarse una termoclina principal marcada como la que se forma en aguas más exteriores, sí se producía un gradiente térmico importante, y que en un punto donde la profundidad llegaba a 25m la diferencia de temperatura entre superficie (25,1°C) y fondo (17,6°C) era de 7,6°C, como se puede apreciar en el siguiente gráfico que representa el perfil térmico.

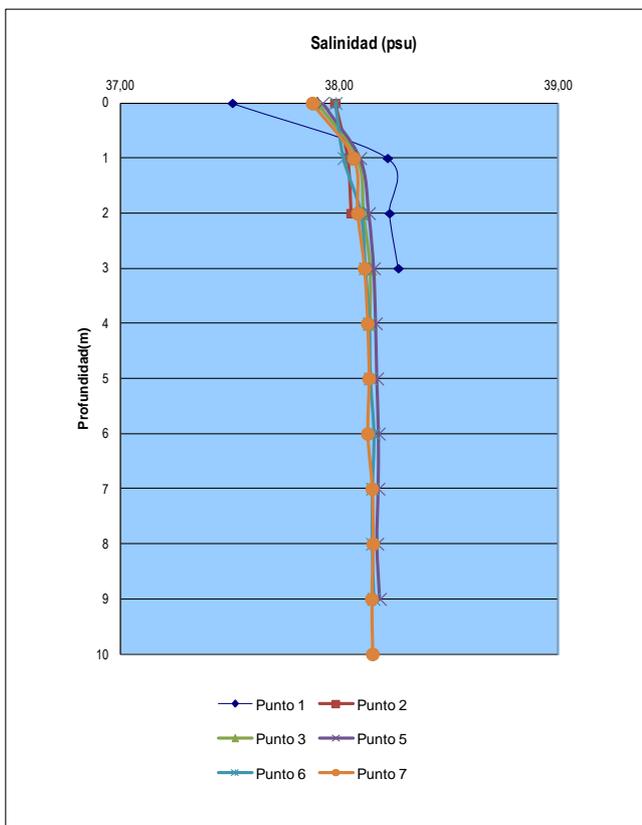


En la badia d'Alcúdia se produce, en relación a la temperatura del agua, una anomalía térmica de intensidad considerable pero de alcance muy limitado. Es consecuencia del vertido de las aguas de refrigeración de la central térmica de Es Murterar a través de dos emisarios submarinos, el cual hace aumentar la temperatura del agua marina considerablemente en un radio de poco alcance, antes de diluirse el efecto al aumentar la distancia a los puntos de inyección.

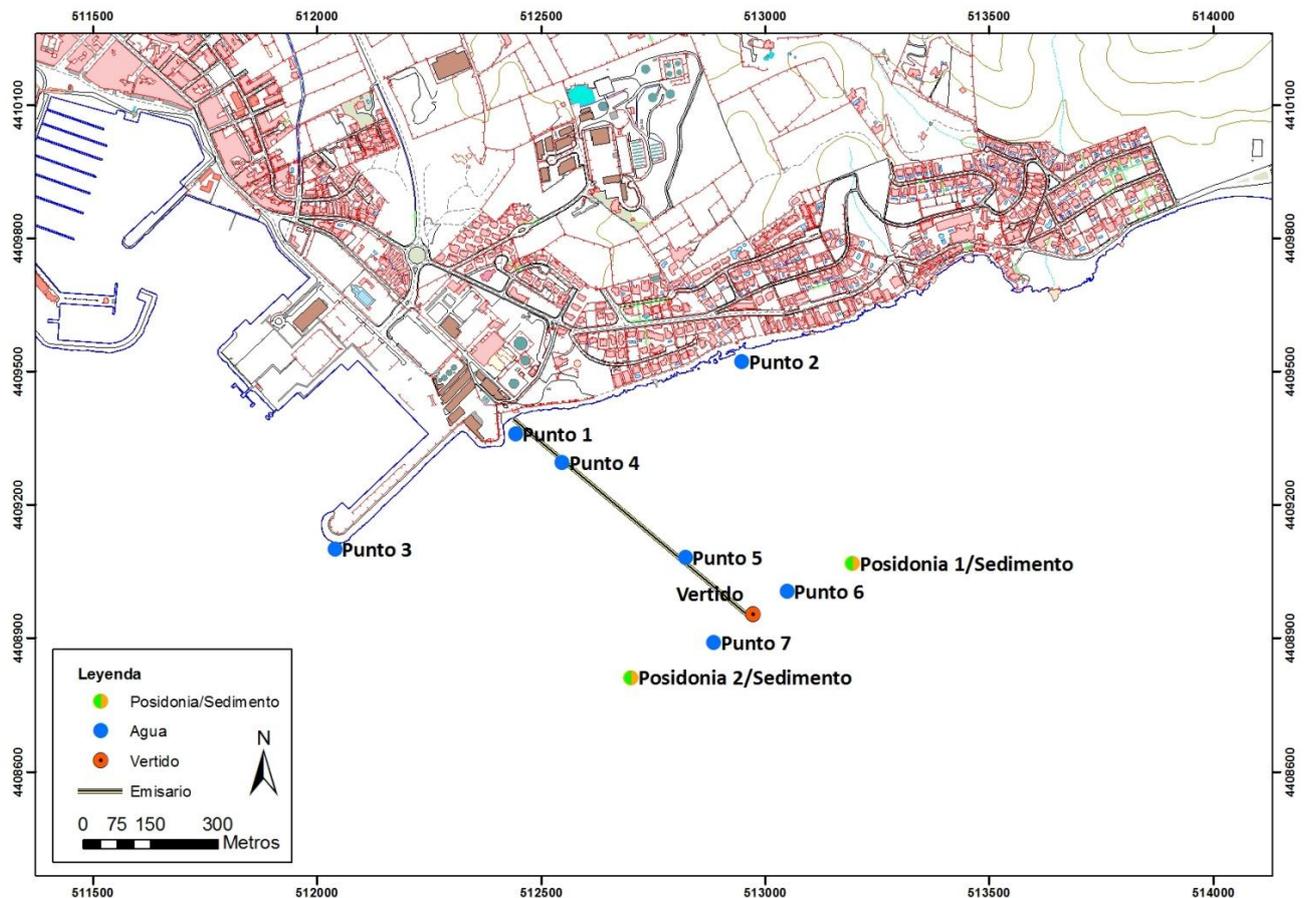
En la campaña perteneciente a la fase inicial del Plan de Vigilancia y Control del emisario, desarrollada en noviembre de 2015, se tomaron medidas de salinidad y temperatura a lo largo de la columna de agua en diferentes puntos. El resultado se presenta en los siguientes perfiles.



Prof. (m)	Temperatura (°C)					
	Punto 1	Punto 2	Punto 3	Punto 5	Punto 6	Punto 7
0	19,27	19,23	19,28	19,41	19,39	19,43
1	19,16	19,15	19,22	19,28	19,26	19,22
2	19,14	19,19	19,21	19,24	19,24	19,22
3	19,16		19,21	19,22	19,17	19,22
4			19,18	19,17	19,15	19,21
5				19,15	19,13	19,18
6				19,13	19,12	19,16
7				19,11	19,12	19,16
8				19,12	19,13	19,16
9				19,12	19,13	19,15
10						19,16



Prof. (m)	Salinidad (psu)					
	Punto 1	Punto 2	Punto 3	Punto 5	Punto 6	Punto 7
0	37,51	37,98	37,90	37,92	37,98	37,88
1	38,22	38,04	38,08	38,10	38,02	38,07
2	38,23	38,05	38,11	38,14	38,10	38,08
3	38,27		38,14	38,16	38,12	38,11
4			38,14	38,17	38,14	38,13
5				38,17	38,14	38,13
6				38,18	38,16	38,13
7				38,18	38,15	38,15
8				38,17	38,15	38,15
9				38,19	38,16	38,15
10						38,15



El parámetro temperatura del agua ha mostrado una homogeneidad muy acusada entre los diferentes puntos, los cuales han presentado el mismo patrón, y con todos los valores comprendidos entre 19,11°C y 19,43°C. Los valores superiores en superficie registrados en todos los puntos son atribuibles al calentamiento instantáneo producido por la radiación solar. También se puede observar que los puntos más litorales tienen a lo largo de la columna de agua valores de temperatura menores que los puntos más alejados. La razón de esta distribución puede deberse a que la masa de agua menos profunda es más susceptible de enfriarse por el efecto de la temperatura atmosférica durante las noches.

De manera similar al caso de la temperatura, la salinidad también ha mostrado una elevada homogeneidad, tanto a lo largo de la columna de agua como entre los diferentes puntos de muestreo. Se ha de destacar, sin embargo, la excepción que constituye el punto 1, el cual corresponde con el arranque del tramo submarino del emisario. En este punto, la salinidad medida en superficie fue sensiblemente menor que el resto de medidas, tanto en este punto como en los demás. Esto ha de ser debido a la influencia de un aporte de agua dulce desde tierra, ya sea agua de escorrentía o subterránea, ya sea una posible fuga de agua de vertido en este punto, la cual diluiría el agua marina en superficie y en un entorno muy inmediato, puesto que a 1 m de profundidad este efecto ya no es apreciable.

Análisis de presiones y estado ecológico de la masa de agua costera.

Para la caracterización de la Demarcación Hidrográfica de las Illes Balears en aplicación de la Directiva Marco del Agua, la Direcció de Recursos Hídrics y la Agència Balear de l'Aigua han desarrollado

diversos estudios encaminados a determinar la presiones a que están sometidas las masas de agua costeras y su estado ecológico a partir de parámetros físico-químicos y de bioindicadores: macroalgas, macroinvertebrados, *Posidonia oceanica*.

Las aguas costeras de la Demarcación Hidrográfica de las Illes Balears se dividieron en 31 masas de agua. El emisario submarino vierte en la masa de agua MAMC07M3, Badia d'Alcúdia:

En todas las masas de agua costeras se realizó un análisis detallado de las presiones que ejercen las actividades humanas basado, en la mayoría de los casos, en un cálculo de la magnitud de la presión a partir de datos solventes proporcionados por la administración implicada. El resultado del cálculo se relacionó con un parámetro de caracterización de las masas de agua, ya sea su longitud de costa, su superficie o su volumen.

Para determinar la significación de cada presión sobre las masas de agua se estableció un umbral a partir del cual se consideraba que la presión era significativa. Las presiones consideradas se pueden agrupar en tres tipologías: alteraciones morfológicas, fuentes de contaminación (puntuales y difusas) y otras presiones. A continuación se relacionan estas presiones consideradas:

Alteraciones morfológicas

Rigidificación de la Costa

Regeneración de playas

Arrecifes artificiales

Fuentes de contaminación puntual

Puntos de vertido

Vertido de aguas residuales depuradas

Vertido de salmuera

Vertido térmico

Piscifactorías

Fuentes de contaminación difusa

Uso urbano del suelo

Uso agropecuario del suelo

Otras presiones

Pesca

Puertos pesqueros

Puertos deportivos

Tráfico marítimo

Especies invasoras

Los resultados del análisis detallado de presiones indica que la masa de agua costera MAMC07M3, Badia d'Alcúdia está sometida a 8 de las 15 presiones principales incluidas en el estudio, siendo una de las masas de agua sometidas a mayor número de presiones de la Demarcación Hidrográfica.

El estudio de evaluación de la calidad ambiental de las masas de agua costeras utilizando las macroalgas (CEAB-CESIC) se basa en el cartografiado de comunidades de algas bentónicas litorales que crecen sobre substrato duro, utilizando una metodología denominada CARLIT, lo que permite atribuir un estado de calidad ambiental a cada tramo de costa, y establecer un índice Ecological Quality Ratio calculado por comparación de los valores obtenidos en un área determinada con los obtenidos en áreas de referencia (zonas protegidas de Córcega, Menorca, Eivissa y Formentera).

Para determinar la calidad ambiental de las masas de agua costeras utilizando los macroinvertebrados bentónicos (CEAB-CESIC), el índice MEDOCC evalúa la resistencia y sensibilidad de las comunidades de estos organismos a las perturbaciones. Así, se pueden establecer cuatro grupos ecológicos en función de la abundancia de especies muy sensibles, indiferentes, tolerantes y oportunistas. A partir de este índice se calcula otro índice Ecological Quality Ratio comparando los valores locales con los obtenidos en zonas de referencia.

Aplicando el método POMI (*Posidonia oceanica* Multivariate Index) (IMEDEA) se puede clasificar el estado ecológico de una masa de agua costera mediante la evaluación del estado de las praderas y su ecosistema asociado.

Los resultados obtenidos se expresan asignando el estado ecológico de cada masa de agua a uno de cinco estados posibles: muy bueno, bueno, moderado, deficiente y malo. La masa de agua costera MAMC07M3, Badia d'Alcúdia, obtuvo la siguiente calificación ecológica:

Bioindicador	Estado Ecológico
Macroalgas	Muy bueno
Macroinvertebrados	Muy bueno
<i>Posidonia oceanica</i>	Bueno
Valor integrado	Bueno

Hay que matizar que el valor en el estado ecológico obtenido según el indicador POMI en relación al estado de la pradera de *Posidonia oceanica* fue de bueno pero en el límite con el estado inmediatamente inferior, moderado.

Calidad de los sedimentos marinos.

Los análisis granulométricos han puesto de manifiesto que la naturaleza del sedimento es eminentemente arenosa. En las tres estaciones de muestreo la fracción dominante ha resultado ser la correspondiente a arenas medias y finas (entre 0,5mm y 0,063 mm), como se muestra en la tabla y gráfica siguientes.

Punto	A	B
Número muestra	M-16-1470	M-16-1471
Diámetro ≥ 2 mm	8,35	5,51
2 mm > Diámetro $\geq 1,4$ mm	0,93	1,84
1,4 mm > Diámetro ≥ 1 mm	2,01	2,54
1 mm > Diámetro ≥ 710 μm	1,55	2,82
710 μm > Diámetro ≥ 600 μm	0,77	1,55
600 μm > Diámetro ≥ 500 μm	2,78	3,81
500 μm > Diámetro ≥ 355 μm	6,65	14,27
355 μm > Diámetro ≥ 250 μm	4,18	16,10
250 μm > Diámetro ≥ 180 μm	1,70	16,24
180 μm > Diámetro ≥ 125 μm	3,87	15,68
125 μm > Diámetro ≥ 63 μm	39,26	18,18
Diámetro < 63 μm	27,95	1,46
D50 (μm)	108,2	242,2

Existen algunas diferencias entre las dos muestras, como indica el valor D₅₀.

En la siguiente tabla se dan los resultados de la concentración de metales pesados y de contenido en materia orgánica.

Puntos	Mercurio (mg/kg)	Cadmio (mg/kg)	Plomo (mg/kg)	Zinc (mg/kg)	Níquel (mg/kg)	Cromo (mg/kg)	Cobre (mg/kg)	Selenio (mg/kg)	Arsénico (mg/kg)	% MO
A	0,08	< 1,3	20,3	36,9	23,3	28,1	16,8	1,90	7,00	5,65
B	< 0,1	< 1,3	9,1	14,1	15,0	17,1	5,6	1,40	5,00	3,09

De la comparación de los resultados de concentración de metales pesados obtenidas con los valores de referencia puede derivarse que para la totalidad de los metales pesados analizados las concentraciones están dentro del rango en que los efectos adversos sobre los organismos se pueden dar raramente o están por debajo de los niveles basales (ver Anexo II).

Por su parte, la determinación del contenido en materia orgánica en las muestras de sedimento ha dado resultados relativamente bajos, como se registra en la tabla anterior.

Biocenosis: comunidades naturales.

Los organismos, tanto marinos como terrestres, no se disponen al azar en el medio, sino que se agregan en grupos de especies más o menos constantes, respondiendo a las condiciones que imponen los factores ambientales y las interacciones con otros organismos. Estos grupos de especies repetidos en el espacio son las comunidades, y su distribución en la zona litoral de los mares adopta la forma de cinturones o franjas sucesivos y paralelos a la línea de costa, debido a los gradientes de los factores ambientales que imponen el paso del medio terrestre al acuático. En cuanto a la parte emergida del litoral estos factores son principalmente el sustrato, la humedad y la salinidad. En cambio, en la parte sumergida los factores decisivos son el sustrato, la luz y el hidrodinamismo.

La máxima variación en las condiciones ambientales en el mar se produce siguiendo el eje vertical. La profundidad, aunque propiamente no es un parámetro ambiental, tiene asociado el cambio de la mayoría de factores que afectan decisivamente los organismos, como la luz, el hidrodinamismo, la temperatura, el acontecimiento de fenómenos catastróficos y, en menor grado, los nutrientes y la materia orgánica. La variación en los valores de estos parámetros lleva asociado un cambio en las relaciones bióticas de los organismos y esto provoca un cambio en las poblaciones de animales y plantas que va asociado a la profundidad. Este cambio se refleja especialmente en la dominancia de las especies principales. Las zonas de distinta dominancia se distribuyen en franjas u horizontes situados perpendicularmente al eje batimétrico. Este patrón de distribución tan característico es conocido con el nombre de zonación. Los patrones de zonación varían geográficamente y en función de los parámetros bióticos y abióticos.

La existencia de una marcada zonación en la distribución de las comunidades vivas, fundamentalmente impuesta por el gradiente de proximidad a la superficie del mar, se da tanto en las costas rocosas como las arenosas. No obstante, los patrones de distribución son mucho más evidentes a las primeras, por el hecho que el sustrato da mayor estabilidad a lo largo del tiempo.

Los fondos marinos de la Badia d'Alcúdia se caracterizan por una dominancia casi absoluta de los materiales sedimentarios, fruto del aporte de los procesos constructivos de origen marino, y del aporte de materiales terrígenos a través de los cauces de torrentes y torrenteras. Estos fondos blandos están en buena parte colonizados por formaciones de macrófitos marinos, ya sean prados de algas como *Cauleropa prolifera*, ya sean praderas de fanerógamas como *Posidonia oceanica* o

Cymodocea nodosa. Los escasos fondos duros, circunscritos principalmente a la zona más litoral y algunos afloramientos en el centro de la bahía, están igualmente colonizados por algas fotófilas, por *Posidonia oceanica* o por comunidades de algas esciáfilas.

El sector más oriental de la Badia d'Alcúdia es el que presenta formaciones rocosas de mayor entidad. Estas formaciones interfieren en el perfil del fondo y no permiten asimilarlo a un modelo litoral exclusivamente sedimentario. En cambio, el sector occidental es netamente sedimentario.

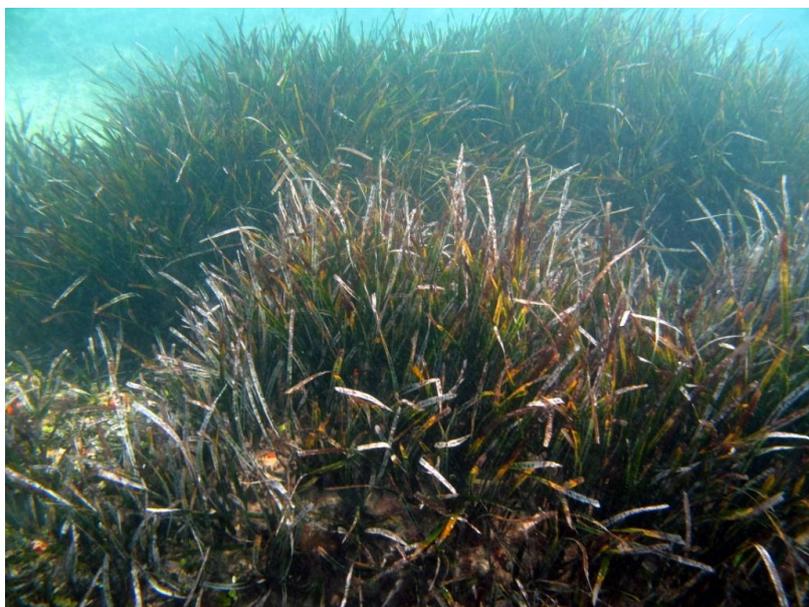
Desde un punto de vista bionómico, la primera comunidad marina que se encuentra en el litoral arenoso es la playa libre emergida o playa seca subaérea. Este horizonte puede asimilarse a la zona supralitoral de fondos blandos, en comparación con el litoral rocoso. La comunidad que esté presente depende básicamente del grado de desecación de la arena y de la disponibilidad de materia orgánica procedente del mar (restos de arribazón). En arenas que se desecan rápidamente dos crustáceos son habituales (el anfípodo *Talitrus saltator* y el isópodo *Tylos europaeus*), ambos de actividad nocturna que pasan las horas de sol enterrados en la arena. Si el grado de humectación y contenido en materia orgánica son superiores, la comunidad animal se enriquece considerablemente. Sin embargo, en playas que son gestionadas para usos de ocio, con limpiezas diarias y volteos periódicos, estas comunidades están totalmente desestructuradas, sometidas a continuos retrocesos en su constitución, además de una manera marcadamente estacional, por lo que resulta casi imposible establecer un índice de conservación. En consecuencia, para valorar este horizonte de manera práctica se ha recurrido al grado de ocupación y gestión turísticos durante la temporada alta.

Los bancos de restos de hojas y rizomas de *Posidonia oceanica* que el mar acumula desde la línea de rompiente hacia tierra constituyen, además de un elemento de importancia en la protección de la playa frente a la erosión, la principal fuente de materia orgánica de las comunidades de animales que pueblan las arenas emergidas. A la vez, el material que desde estos bancos se va dispersando constituye un regulador de los procesos de humectación/desecación de la arena de la playa emergida.



La comunidad asociada a estos bancos ha sido descrita como una fécies de la *biocenosis supralitoral de charcos de desecación lenta*, compuesta principalmente por crustáceos anfípodos (*Orchestia*, *Talitrus*, *Gammarus*) e isópodos (*Idotea*).

Ya en la zona infralitoral, la comunidad más importante en extensión es la pradera de *Posidonia oceanica* (*Posidonietum oceanicae* Funk 1927), tanto sobre fondos arenosos como sobre sustrato rocoso. En ambos casos, esta fanerógama forma las típicas matas de rizomas sobre las que se disponen las plantas.



Junto a la anterior comunidad, muy alternada con ella y resultado de su degradación, se encuentra la comunidad de mata muerta de *Posidonia oceanica* (*Thanato-Posidonietum oceanicae* Augier & Boudeuresque, 1976). Los rizomas de la fanerógama se encuentran colonizados por algas que prosperan en ausencia de las hojas de esta planta. Son frecuentes *Flabellia petiolata*, *Halopteris scoparia*, *Halimeda tuna*, *Jania rubens*, *Padina pavonica*, *Dictyota dichotoma* y diversas especies de los generos *Ceramium* y *Polysiphonia*.



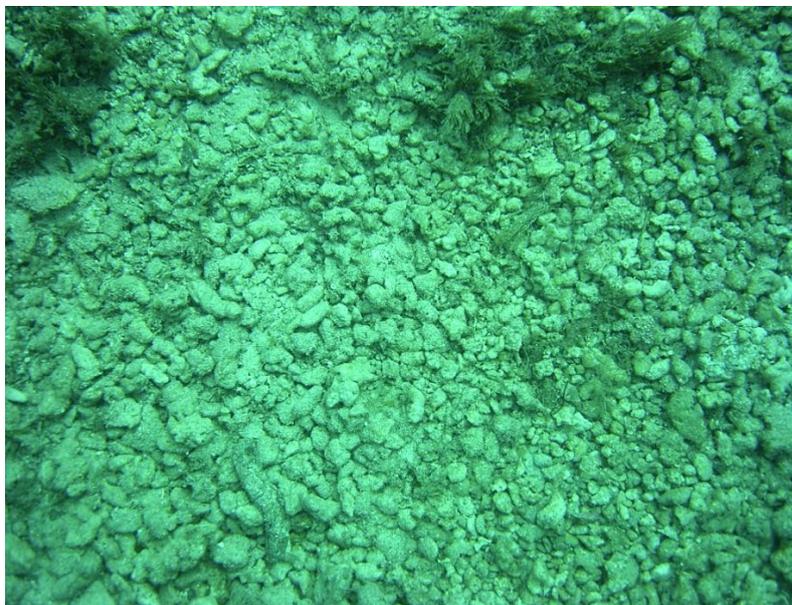
El poblamiento de los fondos blandos localizados en la Badia d'Alcúdia se completa con dos comunidades que son fécies de la Biocenosis de Arenas Fangosas Superficiales de Modo Calmo (Pérès & Picart, 1964): el prado de *Caulerpa prolifera* (*Caulerpetum proliferae* Funk 1927 emend. Ballesteros 1990) y el césped de *Cymodocea nodosa* (*Cymodocetum nodosae* Feldmann 1937). Ambas comunidades se presentan interdigitadas en algunos lugares, en especial en el sector occidental de la Badia d'Alcúdia.



Los fondos blandos restantes son los que no presentan recubrimiento de macrófitos y, por tanto, se denominan habitualmente arenales. La comunidad de Arenas Finas Bien Calibradas (Pérès & Picart, 1964) es la dominante entre la línea de costa y el frente superior de las comunidades con macrófitos. Su distribución constituye una franja paralela a la línea de costa, justo por delante de las playas existentes en este litoral, interrumpiéndose en aquellos lugares donde afloran fondos rocosos.



En los canales y manchones existentes entre las matas de *Posidonia oceanica* se encuentra otra comunidad, la de Arenas Infralitorales Mal Calibradas.



A partir de la isobata de 50 m, en aguas exteriores de la Badia d'Alcúdia, se hallan fondos propios del piso circalitoral, caracterizados por la ausencia de fanerógamas marinas o de algas fotófilas a consecuencia de la atenuación de la luz.

Los fondos sedimentarios más profundos, en el circalitoral, donde desaparece la pradera de *Posidonia oceanica*, la comunidad dominante es el Detrítico Costero, con una diversidad acentuada en los tamaños de grano. En estos fondos aparece también, distribuida en manchas, la comunidad de algas coralináceas de vida libre.



Donde la pradera de *Posidonia oceanica* se interrumpe, el fondo está constituido por sedimento libre, consistente en la biocenosis de arenas gruesas y gravas finas sometidas a corrientes de fondo. Ocupa la mayor parte del fondo y se caracteriza por un tamaño de grano medio a grueso. Los moluscos *Glycimeris glycimeris* y *Dentallium vulgare* se observan con cierta frecuencia, así como también el equinodermo *Spatangus purpureus*. El alga rodofícea de vida libre *Lithophyllum racemus* forma concrecionamientos calcáreos poco desarrollados sobre la arena o grava.



Con el aumento de la profundidad las algas rodofíceas, a su vez, aumentan su presencia, de manera que en determinados puntos, y presentando una distribución parcheada, se encuentran formaciones de maërl (atribuible a la comunidad *Lithothamnion-Lithophylletum soluti* Giaccone, 1965). La cobertura no es muy elevada, y destacan las algas *Lithothamnion coralloides*, *Phymatolithon calcareum*, *Lithophyllum racemus*, *Peyssonnelia* sp. y *Osmundaria volubilis*. Entre los animales, se encuentran los equinodermos *Spatangus purpureus* y *Astropecten aranciacus*.



La biocenosis de arenas gruesas y gravas finas sometidas a corrientes de fondo se extiende hasta la profundidad aproximada de 60 m, a partir de la cual se aprecia un progresivo tránsito hacia la biocenosis de detrítico costero. Este tránsito se manifiesta en un aumento del tamaño medio de grano del sedimento, con mayor frecuencia de gravas y esqueletos calcáreos de algas rodofíceas.



El medio marino de las costas rocosas empieza por encima de la superficie del agua. El viento arrastra hacia tierra salpicaduras y aerosol marinos y permite que la primera franja ocupada por especies propiamente marinas se localice en la llamada zona supralitoral. Esta zona nunca o casi nunca se encuentra sumergida, aunque los organismos que viven en ella requieren un grado de humedad relativamente elevado, proporcionado por las salpicaduras del oleaje. Está ocupada por comunidades muy pobres en especies y muy escasas en biomasa, puesto que muy pocos organismos pueden resistir las condiciones extremas que se dan. Las inmersiones son muy irregulares y se producen durante los temporales. La parte superior sólo resulta cubierta por el agua una vez el año, aproximadamente, mientras que la parte inferior está casi continuamente salpicada. La anchura de

esta franja depende de la pendiente de la costa y de la exposición a fuertes temporales. Es tanto más extensa cuánto más intenso sea el hidrodinamismo de la zona y más horizontal el perfil de la roca litoral. La comunidad típica que ocupa esta zona está caracterizada por un líquen endolítico (*Verrucaria amphibia*) que tiñe la roca de color oscuro, formando una franja casi negra a lo largo del litoral. Son propios de esta comunidad tres especies animales características: el pequeño caracol *Melaraphe neritoides* y los crustáceos *Chtamalus depressus* y *Ligia itálica*.

Por debajo del supralitoral se extiende el mediolitoral, una franja de costa intermitentemente sumergida, donde rompen las olas y que queda sumergida durante el periodos de *plenes* barométricas y fuera del agua durante los periodos de *seques*. Las condiciones ambientales en esta zona son muy duras. Está ocupada por organismos que requieren o toleran la inmersión, pero que no sobreviven en inmersión permanente, y se encuentran adaptados al flujo y reflujo de las olas. Es mucho más rico en flora y fauna que la zona anterior y es fácil distinguir diferentes comunidades dispuestas en franjas muy estrechadas y paralelas a la línea de costa. En primer término se extiende una franja ocupada por dos especies de bellotas de mar (*Chtamalus stelatus* y *C. montagui*) y lapas (*Patella rustica*). A continuación se desarrolla un cinturón de algas calcáreas incrustantes que tienen una consistencia pétreo y que crecen recubriendo al roca: se trata de *Lithophyllum lichenoides* y *Spongites notarsii*. En la parte más baja de la zona mediolitoral se desarrolla una comunidad más rica en algas, entre las que destaca *Palisada tenerrima*, *Corallina granifera* y *Gelidium pussillum*. Se trata de una formación de porte reducido y que presenta un aspecto cespitoso.

La franja de costa permanentemente sumergida e intensamente iluminada que se sitúa inmediatamente por debajo del mediolitoral se denomina infralitoral. Es la franja de costa compatible con la vida de las algas fotófilas y de las fanerógamas marinas. Está constituida por los organismos que raramente sufren emersión, y se extiende desde el nivel mediano del mar hasta el límite inferior de distribución de las fanerógamas marinas. Constituye el dominio de los organismos fotófilos. Aquí también se da una sucesión de comunidades a medida que aumenta la distancia a la superficie del mar. En primer término, en la parte superior de la zona infralitoral, que ocasionalmente puede quedar emergida y por eso tiene características de transición, se localiza una comunidad dominada por el alga parda *Cystoseira amentacea* var. *stricta* la cual ocupa las plataformas de abrasión o *tenasses* que se forman a nivel de la superficie del mar y que están sometidas a un hidrodinamismo relativamente intenso. En condiciones menos hidrodinámicas aparecen otras algas del mismo género *Cystoseira* adaptadas a estas condiciones (*C. compressa*, *C. humilis* y *C. crinita*). Se trata de una comunidad relativamente rica y estructurada, en la que se pueden distinguir varios estratos: uno arborescente, formado por *Cystoseira*, debajo del cual se dispone un estrato de algas erectas (*Palisada tenerrima*) y otro de algas incrustantes (*Lithophyllum incrustans*). Existen también multitud de especies de algas que crecen epífitas sobre las anteriores (*Polysiphonia*, *Jania*, *Ceramium*, *Corallina*). El poblamiento animal es importante, con gran diversidad de especies (*Eriphia verrugosa*, *Thais haemastoma*).

La comunidad de *Cystoseira amentacea* var. *stricta* es muy sensible a las perturbaciones, tanto naturales como antrópicas (consumo por herbívoros, pisado, polución orgánica, contaminación química). Si *Cystoseira* desaparece, toda esta comunidad tan diversa es sustituida por otras más sencillas, dominadas por algas rojas como *Corallina elongata* o por algas verdes filamentosas (*Ulva*, *Enteromorpha*, *Cladophora*). Es la situación que se puede encontrar en puertos, escolleras, desembocaduras de torrentes y márgenes de algunas calas muy frecuentadas.



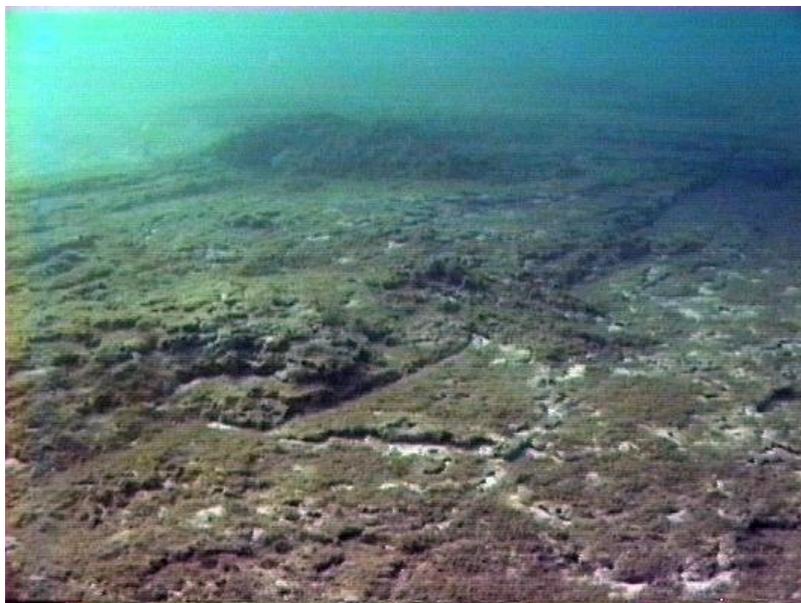
Formación de algas clorofíceas indicadoras de polución orgánica cerca de la desembocadura del Torrent de Son Real.

La mayor parte de fondos rocosos infralitorales bien iluminados situados por debajo de la zona de rompiente están ocupados por una comunidad dominada por algas erectas que presentan requerimientos elevados de luz. La comunidad está muy estructurada en sentido vertical y en función de las condiciones hidrodinámicas presenta diferentes aspectos o facies, debido a la abundancia local de una o de unas pocas especies que resultan favorecidas por estas condiciones. Las principales especies de algas que conforman esta comunidad son algas pardas, como *Cystoseira brachycarpa balearica*, *Halopteris scoparia*, *Dictyopteris polypodioides*, *Dictyota dichotoma*, *Dilophus fasciola* o *Padina pavonica*. Aparte de las algas erectas, tanto arborescentes como arbustivas, hay especies cespitosas, especies incrustantes, y una gran cantidad que crecen epífitas sobre las otras. Esta estructura da a esta comunidad el aspecto de un bosque en miniatura. Lo habitan gran cantidad de animales invertebrados, tanto fijas como móviles, y destaca la gran diversidad de peces que se encuentra.

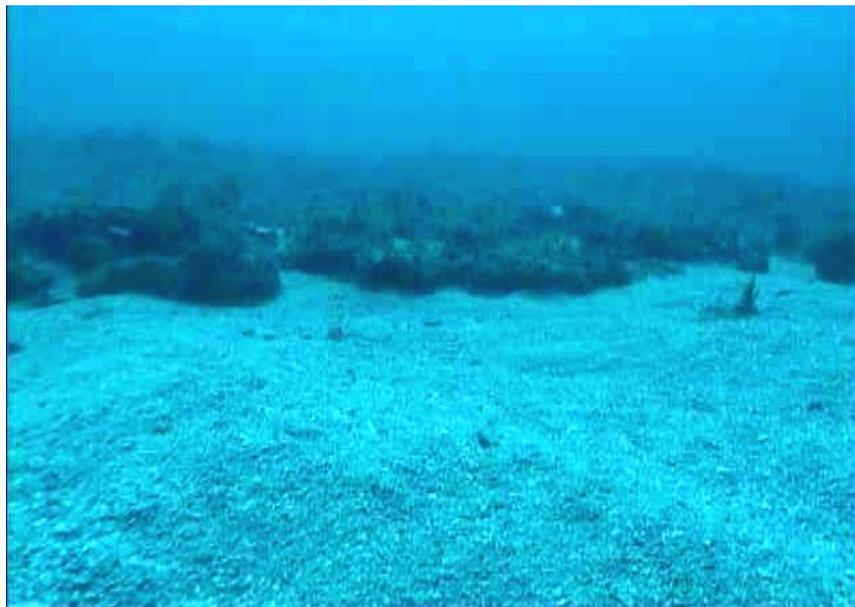
En la badia d'Alcúdia, los fondos duros infralitorales, que están representados principalmente por lajas rocosas, se encuentran colonizadas por la comunidad de algas fotófilas *Anadyomeno-Padinetum pavonicae* (Verlaque, 1987).



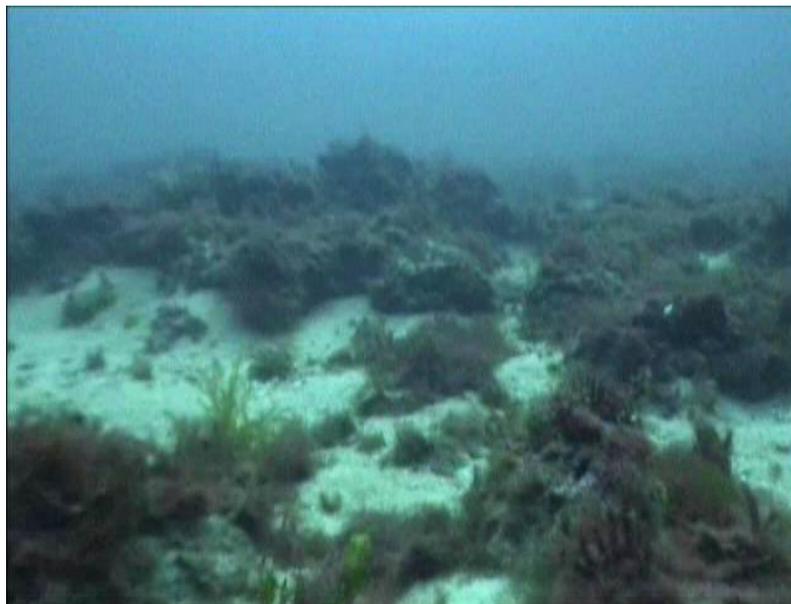
En los fondos rocosos más expuestos y cercanos a bancos de arena se encuentra una facies de esta comunidad adaptada a tasas elevadas de sedimentación, dominada por *Dasycladus vermicularis*, junto a la que aparecen otras algas como *Halopteris scoparia*, *Flavellia petiolata*, *Dictyota dichotoma* y *Cladophora* sp. En los afloramientos rocosos del circalitoral se desarrolla una comunidad de algas esciófilas erectas de profundidad.



En el panorama de fondos sedimentarios circalitorales se encuentran de manera dispersa afloramientos de roca plana, los cuales están colonizados por la Comunidad de *Osmundaria volubilis* (o comunidad de algas esciófilas erectas de profundidad), que se caracteriza por desarrollarse, en aguas de Baleares, sobre rocas planas a partir de los 35 metros de profundidad o sobre bloques que aparecen en el fondo detrítico.



Esta comunidad está caracterizada por la dominancia de la rodofícea *Osmundaria volubilis*, acompañada por otras rodofíceas erectas como *Phyllophora crispa* así como por las feofíceas *Asperococcus bullosus*, *Cystoseira spinosa*, *Sporochnus* sp., *Dictyota dichotoma* y *Arthrocladia villosa*. En el estrato inferior destacan algas esciáfilas como *Zanardinia prototypus* y las clorofíceas *Halimeda tuna*, *Flabellina petiolata* y *Codium bursa*. El estrato incrustante está formado mayoritariamente por las algas calcáreas *Neogoniolithon mamillosum*, *Peyssonnelia rosamarina*. y *Lithophyllum* spp. Se observa además una gran proliferación de algas epífitas como las filamentosas *Polysiphonia* spp y numerosas ceramiales y rodimeniales que llegan a tapizar casi por completo todo el sustrato.



La distribución de los tipos de fondo y comunidades brevemente esbozados hasta aquí se encuentra recogida en una cartografía elaborada por encargo de la Conselleria de Medi Ambient del Govern de les Illes Balears, en un proyecto de cartografiado de las praderas de *Posidonia oceanica* de los LICs de Baleares, que se presenta a continuación.



Ajuntament
d'Alcúdia

ESTUDIO DE EVALUACIÓN DE LAS REPERCUSIONES AMBIENTALES SOBRE RED
NATURA 2000 DEL PROYECTO REFORMADO DE AMPLIACIÓN DE LA ESTACIÓN
DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES (EDAR) DE ALCÚDIA (MALLORCA)



TIPOLOGIA DE FONS MARI
Badies d' Alcúdia i Pollença

Legenda

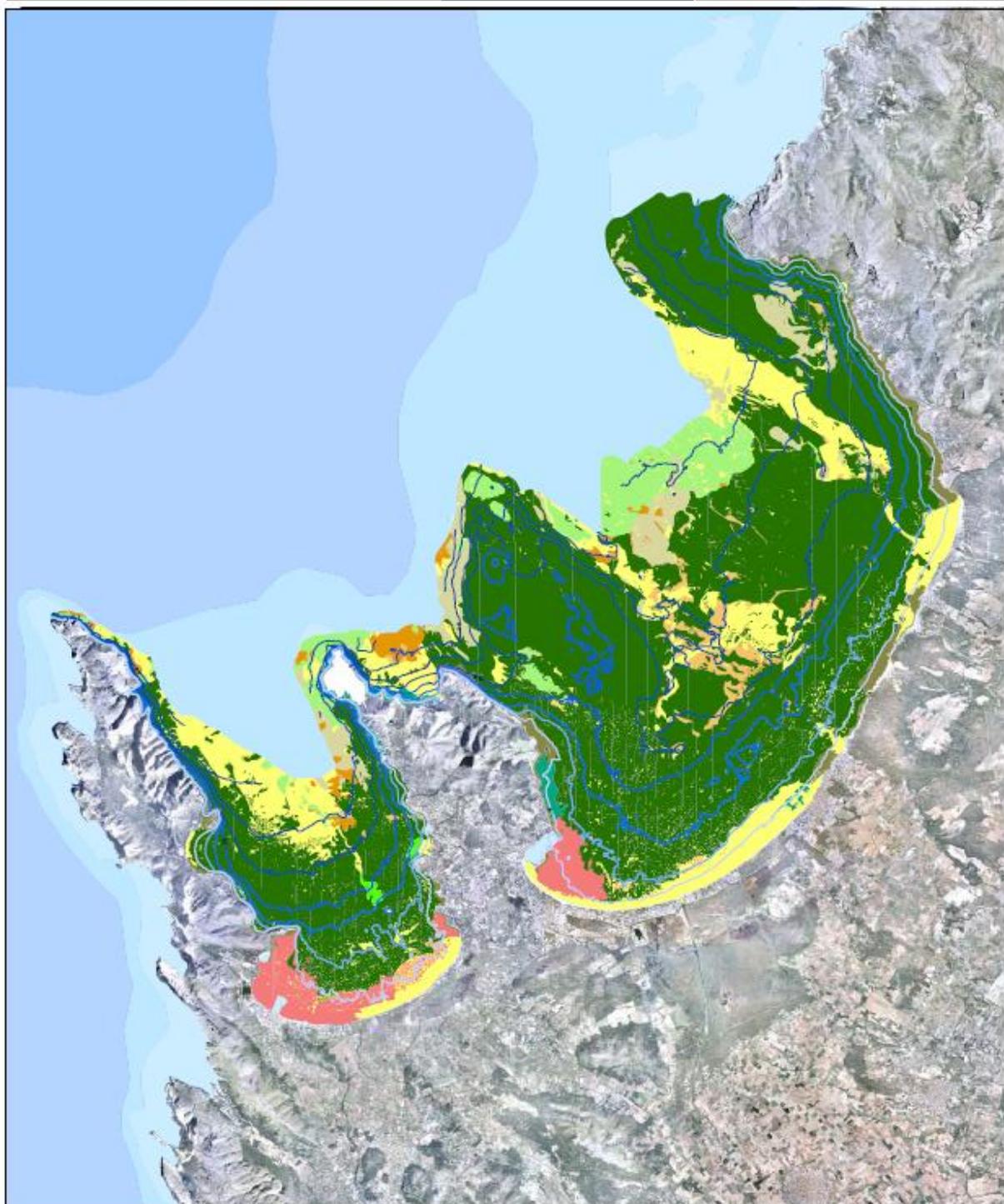
- Comunitat de anelles floras
- Comunitat neta de *Cyrtocarpus rostratus* y *Callitriche pumila*
- Comunitat de *Callitriche pumila*
- Comunitat de anelles gramínees
- Comunitat de *Posidonia oceanica*
- Comunitat de algues vermelles i fil·lies
- Comunitat de algues vermelles i *Posidonia oceanica*
- Comunitat neta de algues i fil·lies y *Posidonia oceanica*
- Comunitat de *Cyrtocarpus rostratus* y *Posidonia oceanica*
- Comunitat de algues i fil·lies
- Comunitat de anelles gramínees y herbífics

Esc. 1:5000

- Balneari 5m
- 40m
- 50m
- 60m
- 70m
- 80m
- 90m
- 100m
- 110m
- 120m
- 130m
- 140m
- 150m
- 160m
- 170m
- 180m
- 190m
- 200m
- 210m
- 220m
- 230m
- 240m
- 250m
- 260m
- 270m
- 280m
- 290m
- 300m
- 310m
- 320m
- 330m
- 340m
- 350m
- 360m
- 370m
- 380m
- 390m
- 400m
- 410m
- 420m
- 430m
- 440m
- 450m
- 460m
- 470m
- 480m
- 490m
- 500m
- 510m
- 520m
- 530m
- 540m
- 550m
- 560m
- 570m
- 580m
- 590m
- 600m
- 610m
- 620m
- 630m
- 640m
- 650m
- 660m
- 670m
- 680m
- 690m
- 700m
- 710m
- 720m
- 730m
- 740m
- 750m
- 760m
- 770m
- 780m
- 790m
- 800m
- 810m
- 820m
- 830m
- 840m
- 850m
- 860m
- 870m
- 880m
- 890m
- 900m
- 910m
- 920m
- 930m
- 940m
- 950m
- 960m
- 970m
- 980m
- 990m
- 1000m



Govern de les Illes Balears
Conselleria de Medi Ambient



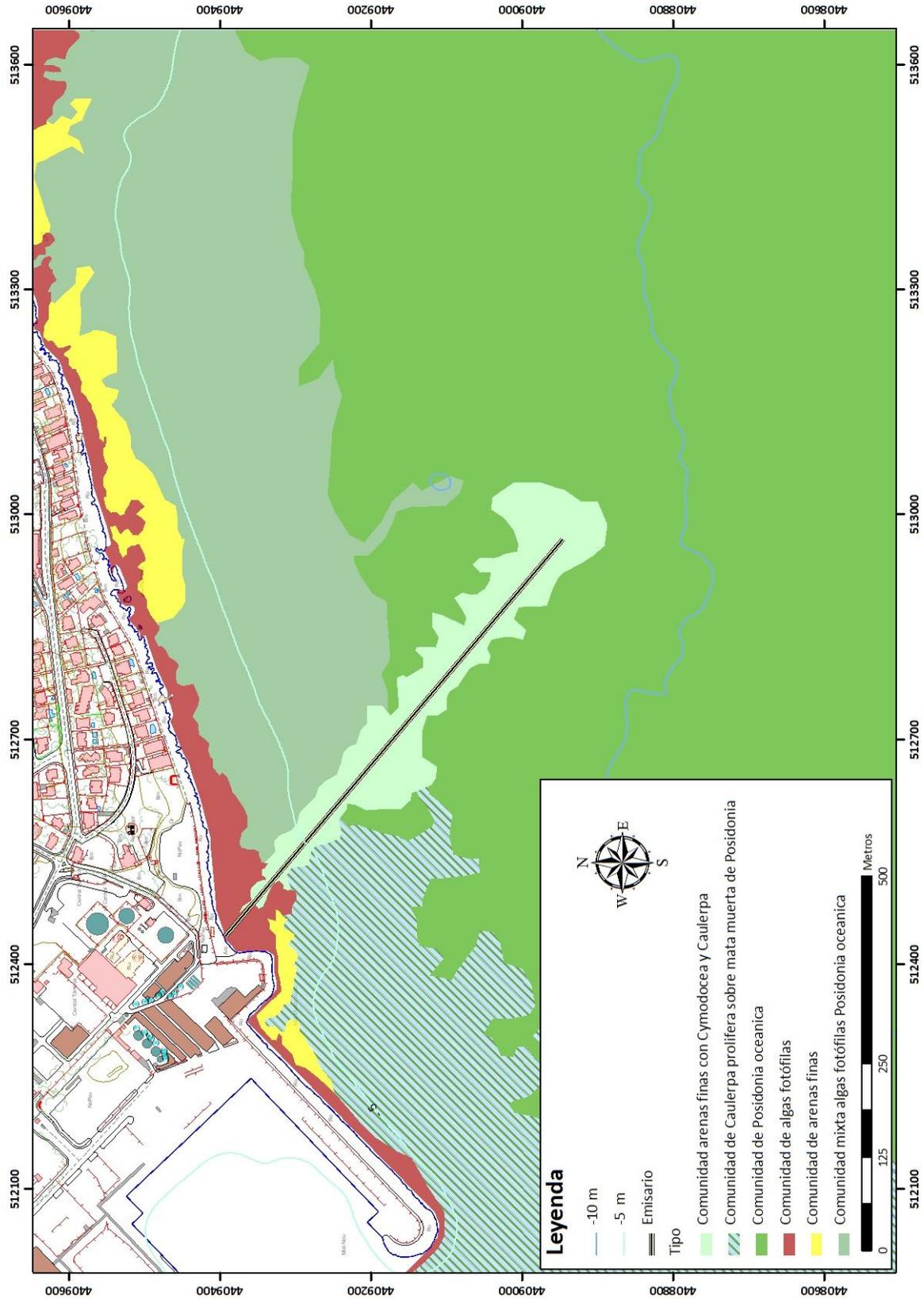
Coincidiendo con lo representado por la cartografía oficial del LIC ES5310005 Badies de Pollença i Alcúdia, próximos a la costa se han localizado fondos rocosos poco profundos, continuación del litoral emergido, que se encuentran colonizados por comunidades de algas fotófilas. En el infralitoral superior se han identificado una comunidad dominada por el alga parda *Cystoseira amentacea* var. *stricta* la cual ocupa las plataformas de abrasión o *tenasses* que se forman a nivel de la superficie del mar, una comunidad dominadas por algas rojas como *Corallina elongata* y otra por algas verdes filamentosas (*Ulva*, *Enteromorpha*, *Cladophora*). A mayor profundidad los fondos duros infralitorales se encuentran colonizadas por la comunidad de algas fotófilas *Anadyomeno-Padinetum pavonicae*. Estas comunidades ocupan una franja relativamente estrecha y paralela e inmediata a la línea de costa. A menos de un centenar de metros son substituidas por *Posidonia oceanica*, primero instalada sobre roca, formando una semipradera de baja densidad y entremezclada con algas fotófilas, y luego constituyendo la típica mata de posidonia sobre fondo sedimentario. La franja de *P. oceanica* sobre roca, que es también paralela a la costa, desaparece aproximadamente hacia la altura del emisario. Desde aquí y en dirección al Port d'Alcúdia se extiende una superficie que debió ser pradera de *P. oceánica* de la que actualmente sólo queda la mata muerta, colonizada por el alga clorofícea *Caulerpa prolifera*.

El emisario está instalado en buena parte de su recorrido en una zanja, excavada en roca o en pradera de *Posidonia oceanica*, según el tramo. En el interior de esta zanja, de considerables dimensiones, se ha acumulado sedimento, el cual ha sido colonizado por la fanerógama *Cymodocea nodosa*, por el alga *Caulerpa prolifera*, o por una pradera mixta de ambas especies. Cabe mencionar también que algunas plantas de *P. oceanica* han colonizado algunos puntos de la zanja, formando pequeñas matas aisladas.

La pradera de *Posidonia oceanica* presenta un estado degradado en su límite superior de la zona situada frente a la escollera del Port d'Alcúdia. Esta circunstancia se debe a los mismos factores que la han hecho desaparecer en el tramo situado más hacia tierra, también frente a la escollera. Probablemente el motivo de esta situación sea la construcción de esa escollera, cual debió modificar sustancialmente la dinámica marina y la circulación y transporte de sedimento en la zona.

Otra zona de pradera de *Posidonia oceanica* en estado degradado se localiza en las inmediaciones del punto de vertido. El fondo ocupado por *P. oceanica* más próximo al tramo difusor del emisario no se puede calificar de pradera, dadas sus bajas densidad y cobertura. Es más bien una extensión de mata muerta con haces de la planta dispersos. No obstante, como al aumentar la distancia al difusor la densidad y cobertura aumentan rápidamente en un gradiente continuo, no se puede determinar dónde empieza la pradera propiamente dicha, por lo que en el plano se ha consignado todo como pradera. La degradación de la pradera en esta zona es atribuible al vertido del emisario, sobre todo considerando los valores de sedimentación total y orgánica que se han detectado en las estaciones de estudio de la pradera, tal como se explica en el Anexo II.

En el plano siguiente se puede apreciar la distribución de estos tipos de fondo.



4. MARCO LEGAL. JUSTIFICACIÓN DE LA NECESIDAD DE UN ESTUDIO DE EVALUACIÓN DE REPERCUSIONES AMBIENTALES.

La Directiva del Consejo 92/43/CEE, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres, establece que aquellos proyectos o planes que puedan tener efectos sobre las especies o hábitats de los Lugares de la Red Natura 2000 deberán someterse a una evaluación de repercusiones ambientales. Este requerimiento queda recogido en los apartados 3 i 4 del artículo 6 del Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre, que transpone al ordenamiento jurídico español la mencionada Directiva. Posteriormente, han surgido nuevas leyes, tanto estatales como autonómicas que incorporan esta norma.

Así pues, el presente estudio de evaluación de repercusiones ambientales se realiza para dar cumplimiento al artículo 39 de la Ley 5/2005, de 26 de mayo, de conservación de los espacios de relevancia ambiental de las Illes Balears (LECO) y, en consecuencia, al artículo 45 de la Ley 42/2007 de patrimonio natural y de biodiversidad.

El **Artículo 39 de la LECO** dice:

Evaluación de repercusiones

1. La Conselleria de Medi Ambient ha de informar preceptivamente, antes de su ejecución, sobre cualquier plan o proyecto que, sin tener una relación directa con la gestión de un lugar de la Red Natura 2000 o sin ser necesario para esta gestión, pueda afectarlo de forma apreciable, ya sea individualmente o en combinación con otros planes o proyectos. Este informe tiene por objeto la evaluación de las repercusiones ambientales del plan o proyecto en relación a los objetivos de conservación del mencionado lugar.

2. A efectos del que prevé el apartado anterior, el plan o proyecto tiene que ir acompañado de un estudio de evaluación de las repercusiones ambientales en relación con los objetivos de conservación y tiene que incluir las correspondientes medidas correctoras. En el supuesto de que al plan o proyecto le sea de aplicación la normativa sobre evaluación de impacte ambiental, este estudio de evaluación de las repercusiones ambientales se tiene que incluir en el correspondiente estudio de evaluación de impacte ambiental.

Por otra parte, la **Ley 42/2007 de patrimonio natural y de la biodiversidad** dedica todo el capítulo III a los espacios de la Red Natura 2000, en concreto el **artículo 45.4** dice: *“cualquier Plan, Programa o proyecto que, sin tener relación directa con la gestión del lugar o sin ser necesario para la misma, puedan afectar de forma apreciable a los citados lugares, ya sea individualmente o en combinación con otros proyectos se someterá a una adecuada evaluación de repercusiones, ...”*

4.1. OBJETIVOS DEL ESTUDIO DE EVALUACIÓN DE REPERCUSIONES AMBIENTALES.

El objetivo del presente estudio es el de hacer una evaluación, con detalle suficiente y con la mejor evidencia científica disponible, de qué tipos de repercusiones puede tener la realización de la actuación sobre los valores de la Red Natura 2000. Estos valores son estrictamente las especies y los hábitats que están protegidos por las directivas comunitarias (y que se encuentran en los anexos de la Ley 42/2007, de Patrimonio natural y la Biodiversidad, publicada en el BOE núm. 299, de 14 de diciembre de 2007).

Por lo tanto, no se trata en ningún caso de una evaluación de los impactos paisajísticos, socioeconómicos o de cualquier otra índole que ultrapase los elementos naturales comentados. Por eso, tiene que evaluar con cuidado y rigor las consecuencias que la actuación puede tener sobre los

hábitats y los hábitats de las especies relacionadas en la ficha oficial del lugar y en función de los objetivos de conservación del lugar concreto.

Una vez identificados estos hábitats y especies, será necesario incluir todas las medidas preventivas y correctoras necesarias en el proyecto, para garantizar que este no causará ningún perjuicio a la integridad del lugar en cuestión y a los valores que condujeron a su designación. Es por eso que este estudio consta de las siguientes partes:

1. Un apartado dedicado a la normativa específica que rige este LIC.
2. Un apartado dedicado a la identificación de todos los hábitats y especies incluidas en los anexos de las directivas europeas, que se encuentren en este lugar de la Red Natura 2000 y sean susceptibles de verse afectados.
3. La identificación de la afección que pueda tener el proyecto sobre estas especies y hábitats.
4. Un plan de medidas, para paliar los efectos que la actuación pueda tener sobre este lugar de la Red Natura 2000.

4.2. ANTECEDENTES Y FIGURAS DE PROTECCIÓN ACTUALES.

Espacios naturales protegidos.

La implantación geográfica del proyecto no afectará directamente el ámbito del LIC marino ES5310005 Badies de Pollença i Alcúdia, pero las aguas tratadas en la EDAR d'Alcúdia son vertidas en ese espacio protegido.

El LIC ES5310005 Badies de Pollença i Alcúdia está constituido por aguas jurisdiccionales españolas bajo la tutela de la administración de la Comunitat Autònoma de las Illes Balears incluidas en la zona marina que alcanza todo el espacio comprendido entre una línea trazada desde la Cap de Formentor a Cap Farrutx y la costa, con una superficie total de 30752,6 Ha.

Incluye tres islotes que constituyen la única parte terrestre de este lugar: islote de Formentor, de 117,500 m², islote de Aucanada, de 22.500 m² e islote de la Victoria, de 2.500 m². Todos estos islotes se encuentran afectados por la zona de dominio marítimo-terrestre de acuerdo con la Ley de Costas. Los tres islotes incluidos en el lugar están protegidos a nivel urbanístico por los planes generales de ordenación de sus respectivos municipios y por la Ley de Costas.

El LIC Incluye fondos marinos de escasa profundidad que forman parte de la plataforma que une Mallorca y Menorca. Los fondos de *Posidonia oceanica* son muy extensos y se encuentran en varios grados de conservación, según su situación en cuanto a los puertos y zonas de fondeo.

Este lugar, aunque se encuentra en un estado de conservación relativamente bueno, se ve afectado por varios factores. En primer lugar hay que destacar la actividad pesquera, especialmente la pesca de arrastre, y en segundo lugar por el tráfico marítimo, tanto comercial como turístico y deportivo. La presencia de la central térmica de Es Murterar, provoca un determinado tipo de contaminación, si bien localizado, en una zona de la badia d'Alcúdia. La presencia de un puerto importante para el tráfico comercial, como es el puerto de Alcúdia y la de varios puertos deportivos, como los del Puerto de Pollença, Puerto de Alcúdia, Son Serra de Marina y Colònia de Sant Pere, facilitan la presencia de un importante contingente de embarcaciones deportivas y de embarcaciones de pesca litoral.

A esta información procedente de la ficha oficial del LIC ES5310005 Badies de Pollença i Alcúdia y del Nature 2000 Standard Data Form correspondiente, se puede añadir una de las mayores amenazas

que pueden afectar el ecosistema marino y, más en concreto, las comunidades bentónicas, como es la presencia y expansión de especies de algas invasoras.

Los hábitats por los que ha sido designado el LIC se recogen en la siguiente tabla.

Código	Descripción
1110	Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina, poco profunda
1120	Praderas de Posidonia (<i>Posidonium oceanicae</i>) (*)
1150	Lagunas costeras (*)
1160	Grandes calas y bahías poco profundas
1210	Vegetación anual sobre desechos marinos acumulados
1240	Acantilados con vegetación de las costas mediterráneas con <i>Limonium</i> spp. endémicos
1310	Vegetación anual pionera con <i>Salicornia</i> y otras especies de zonas fangosas o arenosas
1410	Pastizales salinos mediterráneos (<i>Juncetalia maritima</i>)
1420	Matorrales halófilos mediterráneos y termoatlánticos (<i>Sarcocornetea fruticosi</i>)
1510	Estepas salinas mediterráneas (<i>Limonietalia</i>) (*)
2110	Dunas móviles embrionarias
2120	Dunas móviles de litoral con <i>Ammophila arenaria</i> (dunas blancas)
4090	Brezales oromediterráneos endémicos con aliaga
6220	Zonas subestépicas de gramíneas y anuales de <i>Thero-Brachypodietea</i> (*)
6430	Megaforbios eutrofos higrófilos de las orlas de llanura y de los pisos montano a alpino
8210	Pendientes rocosas calcícolas con vegetación casmofítica
92D0	Galerías y matorrales ribereños termomediterráneos (<i>Nerio-Tamaricetea</i> y <i>Securinegion tinctoriae</i>)
3280	Ríos mediterráneos de caudal permanente del Paspalo-Agrostidion con cortinas vegetales ribereñas de <i>Salix</i> y <i>Populus alba</i>

El Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) *Badies de Pollença i Alcúdia* (ES5310005) disponía de un Plan de Gestión, aprobado por el Decreto 31/2007, de 30 de marzo. Este Plan de Gestión fue impugnado por el Gobierno de España, por lo que en la actualidad este LIC no dispone de Plan de Gestión Vigente.

6.5.3.2. Especies protegidas.

El ámbito marino de la actuación y sus inmediaciones albergan algunas especies catalogadas, según la siguiente normativa:

- Directiva 92/43/CEE del consejo de 21 de mayo de 1992 relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres.

- *Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas.*
- *Entrada en vigor de las Enmiendas a las listas de los Anexos II y III del Protocolo sobre zonas especialmente protegidas y la diversidad biológica en el Mediterráneo («Boletín Oficial del Estado nº 302, de 18 de diciembre de 1999»), adoptadas en Marrakech el 5 de noviembre de 2009 mediante Decisión IG.19/12.*
- *Orden AAA/75/2012, de 12 de enero, por la que se incluyen distintas especies en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial para su adaptación al Anexo II del Protocolo sobre zonas especialmente protegidas y la diversidad biológica en el Mediterráneo.*

Es el caso de la fanerógama marina *Posidonia oceanica*, de las feofíceas del género *Cystoseira* y de los bivalvos del género *Pinna*, todas incluidas en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial. *Pinna nobilis* está incluida, además, como vulnerable en el Catálogo Español de Especies Amenazadas, y para el caso de *P. oceanica*, las comunidades autónomas, o en su caso, la Administración General del Estado, podrán reglamentar las operaciones de anclaje de embarcaciones u otras similares. Las mencionadas especies están consideradas como en peligro o amenazadas según las últimas enmiendas a los *Anexos II y III del Protocolo sobre Zonas Especialmente Protegidas y la Diversidad Biológica en el Mediterráneo (Protocolo ZEP, 1995)* perteneciente al convenio para la protección del medio marino y de la zona costera del mediterráneo y sus protocolos (convenio de Barcelona, 2005). *Pinna nobilis* está incluida en el *Anexo IV, Especies animales y vegetales de interés comunitario que requieren una protección estricta*, de la *Directiva 92/43/CEE del consejo de 21 de mayo de 1992 relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres*.

Por otro lado, la frecuentación y la práctica habitual del fondeo libre por parte de embarcaciones de recreo entra en conflicto con el hecho que la especie *Posidonia oceanica*, muy bien representada en este lugar, se encuentre recogida en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero) y en la Lista de especies en peligro o amenazadas (Entrada en vigor de las Enmiendas a las listas de los Anexos II e III del Protocolo sobre zonas especialmente protegidas y la diversidad biológica en el Mediterráneo (Boletín Oficial del Estado nº 302, de 18 de diciembre de 1999), adoptadas a Marrakech el 5 de noviembre de 2009 mediante Decisión IG.19/12).

La Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad establece en su artículo 53 la obligación de crear el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial, el cual está desarrollado por el estado, previa consulta a las comunidades autónomas. Incluye las especies, subespecies y poblaciones que requieren una protección especial.

La misma Ley del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad obliga, en su artículo 55, a la creación del Catálogo Español de Especies Amenazadas, que incluye los taxones o poblaciones amenazados, con dos posibles categorías: 1-En peligro de extinción y 2-Vulnerable.

El Listado y el Catálogo son registros públicos de carácter administrativo, de ámbito estatal y tienen carácter básico, es decir, las comunidades autónomas pueden establecer otros listados y catálogos complementarios.

El artículo 54 de la Ley del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad establece las Prohibiciones para las especies incluidas en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial en los siguientes términos:

1. La inclusión en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial de una especie, subespecie o población comporta las siguientes prohibiciones genéricas:
 - a) Tratándose de plantas, hongos o algas, la de recogerlas, cortarlas, mutilarlas, arrancarlas o destruirlas intencionadamente en la naturaleza.
 - b) Tratándose de animales, incluidas sus larvas, crías, o huevos, la de cualquier actuación hecha con el propósito de darlos muerto, capturarlos, perseguirlos o molestarlos, así como la destrucción o deterioro de sus nidos, vivares y áreas de reproducción, invernada o reposo.
 - c) En los dos casos, la de poseer, naturalizar, transportar, vender, comerciar o intercambiar, ofrecer con finalidades de venta o intercambio, importar o exportar ejemplares vivos o muertos, así como sus propágulos o restos, excepto en los casos que reglamentariamente se determinen. Estas prohibiciones se aplicarán a todas las fases del ciclo biológico de estas especies, subespecies o poblaciones.
2. Las Comunidades autónomas establecerán un sistema de control de capturas o muertos accidentales y, a partir de la información recogida en el mismo, adoptarán las medidas necesarias porque estas no tengan repercusiones negativas importantes en las especies incluidas en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial, y se minimicen en el futuro.

5. ESPECIES Y HÁBITATS POTENCIALMENTE AFECTADOS POR EL PROYECTO.

Los valores ambientales del LIC ES5310005 Badies de Pollença i Alcúdia que pueden verse afectados potencialmente son los del ámbito marino, ya sea porque son hábitat y especies marinas, o bien las especies del ámbito terrestre que interactúan con el medio marino por razones de alimentación, agregación, desplazamiento. En este segundo grupo se incluyen de manera especial las llamadas aves marinas.

A continuación se hace una descripción de estos elementos ambientales a partir de la información del Nature 2000 Standard Data Form correspondiente al LIC ES5310005 Badies de Pollença i Alcúdia, de información generada por la administración competente en la gestión de los espacios Natura 2000, y se añade información procedente de otras fuentes. Es importante tener en cuenta que se trata de valores ambientales potencialmente afectados. La definición de cuáles de estos elementos pueden ser realmente afectados y en qué medida se trata en otro capítulo de este documento, dedicado a la evaluación de las repercusiones ambientales.

De los 18 hábitats consignados al Nature 2000 Standard Data Form correspondiente al LIC ES5310005 Badies de Pollença i Alcúdia (incluido en el Anexo I de este documento) en su apartado 3.1, únicamente son de ámbito marino los hábitats **1120 Posidonion oceanicae, Praderas de *Posidonia oceanica* (*)**, considerado por la Directiva 92/43/EEC como hábitat prioritario, **1110 Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina, poco profunda**, y **1160 Grandes calas y bahías poco profundas**. Resulta sorprendiendo que no estén incluidos en el formulario otros hábitats recogidos en la Directiva, y que están manifiestamente representados en el ámbito marino de este LIC, como por ejemplo **1170 Arrecifes** o **8330 Cuevas marinas sumergidas o semisumergidas**.

De hecho, en la cartografía bionómica bentónica de este LIC figuran representadas muchas de las comunidades que se pueden asignar a los tipos de hábitats mencionados.

El hábitat 1120 Posidonion oceanicae, Praderas de *Posidonia oceanica* (*), es del que se dispone de mayor información. Las praderas incluidas dentro de los límites del LIC se cartografiaron en el marco del programa LIFE Posidonia (00/NAT/E/7303), con el resultado que se ilustra a continuación.

Los factores ecológicos susceptibles de ser modificados por la acción humana son, por un lado, las aportaciones de materia orgánica (diferente de la que genera la propia planta), que suele ser más rica en nitrógeno y fósforo y estimula las poblaciones bacterianas del sedimento. Este se vuelve rápidamente anóxico, aumentando la degradación anaerobia de la materia orgánica y debilitando la planta. Este factor está estrechamente ligado a la herbivoría (a mayor concentración de materia orgánica, mayor proliferación de epífitos palatables) y a la transparencia (concentraciones bajas de N y P limitan la producción primaria de los organismos fotosintéticos, permitiendo que llegue luz a las plantas del fondo). Las praderías de *Posidonia oceanica* crecen en aguas oligotróficas. Por otro lado, la tasa de sedimentación/erosión, que con la reducción drástica de las aportaciones sedimentarias y/o los cambios locales en el hidrodinamismo pueden desencadenar procesos erosivos de la mata, en los cuales los largos rizomas verticales de la planta quedan al descubierto y se descalzan o son arrancados masivamente durante episodios de fuerte oleaje.

Para el establecimiento del estado ecológico de las masas de agua costeras de la Demarcación Hidrográfica de las Illes Balears, en el proceso de implementación de la Directiva Marco del Agua, IMEDEA-CSIC ha utilizado el índice multivariante POMI, basado en descriptors estructurales, químicos y fisiológicos de *Posidonia oceanica*, a partir de la metodología POMI (*Posidonia oceanica* Multivariate Index, Romero *et al.*, 2007). Esta monitorización se ha desarrollado en 2006 y 2009 y cuenta con 73 estaciones de seguimiento. 5 de estas estaciones se localizan en el interior de la Badia

d'Alcúdia: Cap de Menorca, Port d'Alcúdia, Can Picafort, Son Serra de Marina y Es Caló. Tan en la fase de 2006 como en la de 2009 las estaciones mencionadas indicaron un estado ecológico Bueno, pero muy cercano al estado Moderado. A continuación se reproducen los valores obtenidos en la estación más cercana a la zona estudiada, la del Port d'Alcúdia.

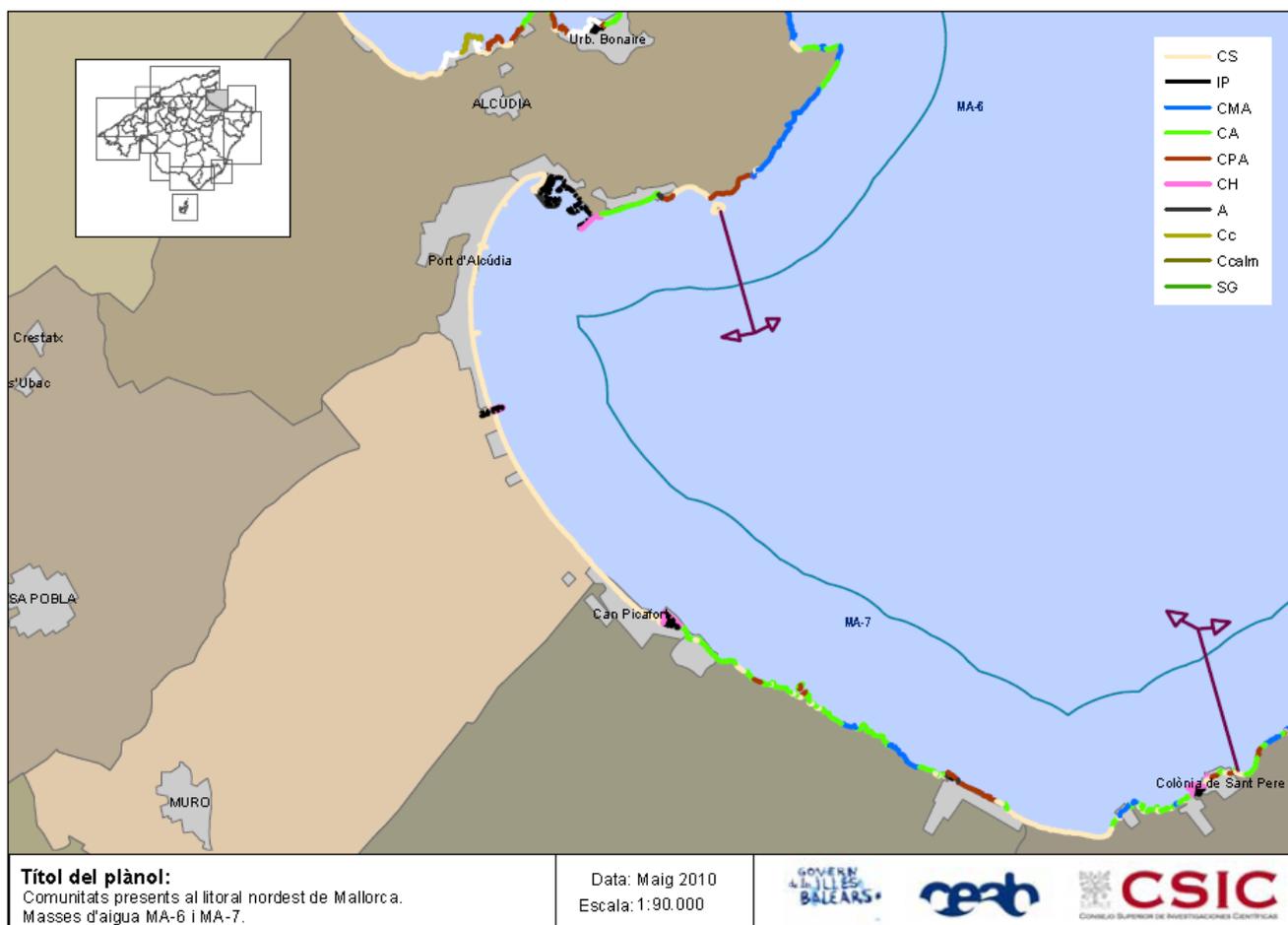
Descriptor	Port d'Alcúdia
Cobertura (%)	38,833
Densidad total (haces/m ²)	140,22
Densidad plagiótrofos (haces/m ²)	12,00
Superficie foliar/haz (cm ²)	272,85
% longitud foliar necrosada	29,28
Número de hojas/haz	5,8

Estos valores correspondientes a una estación de control de Posidonia oceanica en el sector en el que se encuentra el emisario, pero suficientemente alejado de él como para no recibir su influencia, son indicadores de una pradera en condiciones desfavorables. Son peores que los obtenidos en la fase inicial del Plan de Vigilancia y Control en las dos estaciones situadas

El hábitat 1170 Arrecifes es común en las costas rocosas incluidas en el LIC, puesto que corresponden a los fondos duros o rocosos infralitorales y circalitorales.

La comunidad de *Cystoseira amentacea* var. *stricta* y *C. compressa* es una comunidad bentónica muy significada que forma parte del tipo de hábitat 1170 Arrecifes. Ocupa las plataformas de abrasión bien iluminadas justo por debajo del nivel medio del mar en lugares donde el hidrodinamismo es relativamente intenso y la calidad de las aguas es elevada. Se trata de un hábitat muy sensible a la contaminación y de distribución batimétrica muy restringida, puesto que no sobrepasa casi nunca el metro de profundidad (habitualmente queda circunscrito entre 0 y 0,5 m), probablemente debido a la elevada preferencia de los herbívoros *Sarpa sarpa* (salpa) y *Paracentrotus lividus* (herizo) por la especie dominante. La densa cubierta de *Cystoseira* hace variar notablemente las características ambientales del estrato subyacente, de tal manera que las especies que se desarrollan debajo tienen una clara tendencia esciófila, mientras que las *Cystoseira* necesitan una fuerte iluminación. Todo esto da una estructura boscosa en miniatura a la comunidad.

La presencia y distribución de esta comunidad, identificada en el Inventario Español de Hábitats Marinos, del MAGRAMA (Templado *et al.*, 2012) con el código 0301022102 Roca infralitoral superficial con *Cystoseira stricta*, está recogida, por ejemplo, en el programa de monitorización *Evaluación de la calidad ambiental de las masas de agua costeras utilizando las macroalgas y los invertebrados bentónicos como bioindicadores* (Ballesteros y Pinedo, 2010), desarrollado por el CEAB-CSIC para la implementación de la directiva marco del agua a las Illes Balears. Es destacable como este estudio refiere la presencia de formaciones de esta comunidad bien representadas. Un mapa extraído de este estudio se reproduce a continuación.



CMA: comunidad de *Cystoseira* muy abundante; CA: comunidad de *Cystoseira* abundante; CPA: comunidad de *Cystoseira* poco abundante; CH: Corallina-Haliptilon; CS: costa arenosa; IP: interior puertos.

Respecto de las especies recogidas al Nature 2000 Standard Data Form, existen dos grupos. Por una parte, las especies consideradas en el apartado 3.2., conocidas de este lugar y que se encuentran listadas al Anexo II de la Directiva 92/43/EEC relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la flora y fauna silvestres, y las referidas en el Artículo 4 de la Directiva 2009/147/CE relativa a la conservación de las aves silvestres. De las 19 especies recogidas en este apartado 3.2, estrictamente marinas sólo se encuentra la tortuga boba *Caretta caretta* y el delfín mular *Tursiops truncatus*. Son marinas o se pueden relacionar con el mar para alimentarse o agregarse en ella 17 especies más, todas ellas aves, entre limícolas, ardéidas, pardelas, gaviotas, cormoranes y el águila pescadora *Pandion haliaetus*.

Por otra lado, el apartado 3.3 del Nature 2000 Standard Data Form compila otras 21 especies importantes que se encuentran en la zona, todas ellas marinas, entre ostreíctios, condrictios, cefalópodos y crustáceos.

Se echan de menos en este apartado 3.3 especies marinas la presencia de las cuales es conocida en el ámbito del LIC ES5310005 Badies de Pollença i Alcúdia, y que están recogidas al Anexo IV de la Directiva 92/43/EEC, como el herizo de puas llargas (*Centrostephanus longispinus*), la nacra (*Pinna nobilis*), o del Anexo V, como el coral rojo (*Corallium rubrum*), el dátil de mar (*Lithophaga lithophaga*), la cigarra (*Scyllarides latus*), y las algas coralinales *Lithothamnium coralloides* y *Phymatholithon calcareum*.

La única especie de la que se dispone de información respecto del estado de sus poblaciones en la zona de estudio es la nacra (*Pinna nobilis*). Deudero *et al.* (2015) desarrollan un estudio que tiene como objetivo comprender el papel que juegan los factores de estrés ambientales y antrópicos en la distribución y abundancia *P. nobilis*. Estudian estaciones de muestreo a lo largo de la costa de las Baleares, 4 de las cuales sitúan en el interior de la Badia d'Alcúdia, 2 de ellas en Alcanada (a 10 m y 20 m de profundidad) y otras 2 en Es Caló (igualmente a 10 m y 20 m de profundidad). Los resultados se muestran en la tabla siguiente, extraída de la citada publicación.

Locality	Depth	N	Mean depth	Living <i>P. nobilis</i>		Dead <i>P. nobilis</i>	
				(mean density)	(Min-Max)	(mean)	(Min-Max)
Aucanada	10	5	9,5	1,6 ± 1,07	0 - 5,33	0,8 ± 0,33	0 - 1,33
	20	5	18,8	0	-	0,27 ± 0,27	0 - 1,33
Es Caló-Farutx	10	5	11,1	5,87 ± 0,68	4 - 8	1,33 ± 0,6	0 - 2,67
	20	5	21,7	1,07 ± 0,49	0 - 2,67	0,27 ± 0,27	0 - 1,33

Del Nature 2000 Standard Data Form correspondiente al LIC ES5310005 Badies de Pollença i Alcúdia y de las valoraciones hechas en apartados anteriores, se extrae que el hábitat marino afectado por el proyecto pueden ser 1120 Praderes de *Posidonia oceanica*, y que las especies potencialmente afectadas por la ejecución del proyecto son *Posidonia oceanica* y *Pinna nobilis*.

6. EVALUACIÓN DE LA REPERCUSIÓN AMBIENTAL.

La Directiva Hábitats establece que aquellos proyectos o planes que pudieran tener efectos sobre las especies o hábitats de los Lugares de la Red Natura 2000 tendrán que someterse a una “evaluación de repercusiones”. Este requerimiento se recoge también en el artículo 6 del Real decreto 1.997/1995, de 7 de diciembre, que traslada la mencionada Directiva, y en el artículo 39 de la autonómica Ley 5/2005, de 26 de mayo, para la conservación de los espacios de relevancia ambiental (LECO).

El objeto principal del estudio de repercusiones ambientales es evaluar las afecciones potenciales que las actuaciones previstas en el proyecto tendrán sobre los objetivos de conservación del LIC ES5310005. También es un objeto del estudio de repercusiones ambientales el establecimiento de las correspondientes medidas correctoras.

Conviene tener presente que la actuación no supone un cambio de usos de la zona, puesto que se trata de la mejora de la calidad del efluente vertido desde una estación depuradora de aguas residuales urbanas, a través de un emisario submarino.

6.1. IDENTIFICACIÓN DE LOS IMPACTOS.

De manera general, toda interacción entre elementos generadores de perturbación y las variables ambientales del entorno representan un impacto potencial, aunque en muchos casos resulten irrelevantes. A partir del análisis de las actuaciones previstas en el proyecto y de las características ambientales del medio receptor se pueden concretar aquellas afecciones significativas, tanto de carácter positivo (mejora de las condiciones actuales) cómo de carácter negativo (pérdida de los valores ambientales actuales).

Compatible	efecto la recuperación del cual no precisa la incorporación de medidas correctoras intensivas y en el que el regreso al estado inicial del medio no requiere un largo espacio de tiempo
Moderado	efecto la recuperación del cual no precisa la incorporación de medidas correctoras intensivas, aunque se requiere un cierto tiempo por la recuperación
Severo	efecto en el que la recuperación de las condiciones del medio exige la adecuación de medidas correctoras y en el que, todavía con ellas, la recuperación necesita de un periodo de tiempo dilatado
Crítico	efecto de magnitud superior al umbral aceptable, con el que se produce una pérdida permanente de la calidad de las condiciones ambientales, sin posible recuperación, incluso con la adopción de medidas correctoras

Para la valoración de las interacciones (impactos) entre acciones generadoras de impacto y los factores ambientales considerados como susceptibles se han considerado los siguientes criterios:

Intensidad	capacidad destructora o benefactora de una acción por sí misma, puede ser: muy baja, baja, media, alta y muy alta
------------	---

Extensión relativa	coeficiente entre el área de una determinada clase afectada por el impacto y el área total, de la misma clase, que existe en el entorno de referencia, puede ser: muy poco extensa, poco extensa, media, extensa y muy extensa
--------------------	--

6.2. DESCRIPCIÓN Y VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS.

A continuación se describen y valoran los impactos que pueden darse derivados de la ejecución del proyecto de ampliación de la EDAR de Alcúdia, manteniendo el vertido a través del emisario existente. En ningún caso se valoran los impactos que se hayan producido hasta la fecha por el vertido de las aguas tratadas por la actual depuradora.

6.2.1. Alteraciones sobre el medio físico.

Acciones que producen impactos sobre la calidad del agua marina y los sedimentos.

El vertido de agua residual depurada por sí mismo modifica las condiciones originales en las cuales se encuentra el agua marina. Si se considera que la calidad del vertido es suficientemente elevada la calidad del agua marina apenas se ve modificada. Además, la depuradora diseñada aplicará un tratamiento adicional al secundario, consistente en una desinfección mediante la dosificación de hipoclorito sódico. Se clasifica como un impacto **compatible, de intensidad baja y poco extenso en cuanto a extensión relativa**.

La rotura del emisario, siempre que las condiciones del efluente sean las esperadas, tampoco tiene por qué modificar la calidad del agua marina de manera notable. La afección también está en función del tipo de rotura que sufra el emisario, una pequeña fuga, una fisura o una rotura total de la tubería, y del punto en que se sitúe la rotura a lo largo de su recorrido, puesto que en lugares menos profundos que el punto de inyección puede ser que la dilución obtenida sea menor. En general, se considera como un **impacto compatible, de intensidad baja y poco extenso en cuanto a extensión relativa**.

Un mal funcionamiento o una avería en la depuradora sí pueden provocar un cambio brusco en la calidad de las aguas marinas afectadas por el vertido de agua residual. En este caso, siempre que se trate de una situación transitoria que se solucione pronto, el impacto **es moderado, de intensidad media y poco extenso en cuanto a extensión relativa**.

6.2.2. Alteraciones sobre el medio biótico.

Acciones que producen impactos sobre las comunidades bentónicas.

El vertido de agua residual depurada, siempre que la calidad de ésta sea la esperada, no tiene por qué afectar a las comunidades bentónicas o a la pradera de *Posidonia oceánica* cercana, más allá de la zona actualmente degradada. Además, con la depuradora diseñada se aplicará una reducción de nutrientes y se conseguirá un nivel de depuración muy superior al actual, lo cual supone una mejora sustancial en la calidad del efluente, con lo que es posible la recuperación de esa zona degradada. Impacto **compatible, de intensidad baja y extensión relativa media**.

La rotura del emisario puede producirse en el tramo no enterrado. Siempre que las condiciones del efluente sean las esperadas, tampoco tiene por qué modificar la calidad del agua marina de forma que pueda afectar a la pradera de *Posidonia oceanica*. Si bien un vertido a partir de un punto del trazado del emisario puede comprometer los niveles de dilución (no actuaría el tramo difusor, al

menos plenamente), este supuesto afectaría directamente la comunidad bentónica presente en tanto no se reparara el emisario. Se considera como un impacto **moderado, de intensidad baja y poco extenso en cuanto a extensión relativa**.

Un mal funcionamiento o una avería surgida en la depuradora provocarían una disminución en la calidad del vertido, por lo cual sería probable que el bentos en general se viera afectado de manera negativa, aunque temporalmente transitoria. La pradera de *Posidonia oceanica* más cercana más allá de la zona degradada puede verse afectada de manera intermitente en función de como varíe la dirección de las corrientes. Impacto **moderado, de intensidad mediana y extensión relativa media**.

6.3. MEDIDAS CORRECTORA.

La disminución de los impactos negativos debidos al vertido de agua residual se fundamenta básicamente en el correcto funcionamiento de la depuradora, por lo cual se tiene que garantizar que el agua vertida tenga la calidad óptima por el tratamiento llevado a cabo en la depuradora.

A tal fin, tiene que implementarse un procedimiento de actuación en caso de producirse alguna avería en las instalaciones de la EDAR y un Pla de Vigilancia y Control exigido con la autorización de vertido.

Es recomendable la reparación de la rotura del emisario detectada justo antes del tramo difusor. Se desconoce en qué medida, pero la fuga de efluente por esa rotura puede modificar las condiciones de dilución que se han calculado en el proyecto.

7. CONCLUSIÓN.

De este estudio de evaluación de repercusiones ambientales sobre Red Natura 2000 del *Proyecto Reformado de Ampliación de la Estación Depuradora de Aguas Residuales de Alcúdia (Mallorca)* se desprende que:

- La actuación no supone un cambio de usos de la zona ni es previsible un aumento de la presión sobre la misma.
- La actuación supone una mejora de la calidad del efluente mediante una depuración más eficaz, la reducción de nutrientes y la desinfección del mismo.
- La actuación no supone una fragmentación de hábitat ni una reducción significativa de la superficie ocupada por los hábitats existentes.
- La actuación no puede suponer alteraciones en las densidades, distribución y equilibrio poblacional de las diferentes especies presentes.
- La actuación, al mejorar las condiciones ambientales, puede permitir la recuperación de las comunidades bentónicas alteradas, especialmente la pradera de Posidonia oceánica de los alrededores del punto de vertido.

Por todo esto, se considera la actuación valorada en este documento como compatible con los objetivos de conservación del Lugar de Importancia Comunitaria ES5310005 Badies de Pollença i Alcúdia.

Palma de Mallorca, a 10 de junio de 2016

RESPONSABLE DEL PROYECTO

Francisco Mir Massanet



Coordinador – Gerente
Biólogo colegiado 12786-B

TÉCNICO REDACTOR



Benjamí Reviriego Riudavets
Biólogo colegiado 10782-C

ANEXO I

Nature 2000 Standard Data Form correspondiente al LIC ES5310005 Badies de Pollença i Alcúdia



NATURA 2000 - STANDARD DATA FORM

For Special Protection Areas (SPA),
Proposed Sites for Community Importance (pSCI),
Sites of Community Importance (SCI) and
for Special Areas of Conservation (SAC)

SITE ES5310005
SITENAME Badies de Pollença i Alcúdia

TABLE OF CONTENTS

- [1. SITE IDENTIFICATION](#)
- [2. SITE LOCATION](#)
- [3. ECOLOGICAL INFORMATION](#)
- [4. SITE DESCRIPTION](#)
- [5. SITE PROTECTION STATUS AND RELATION WITH CORINE BIOTOPES](#)
- [6. IMPACTS AND ACTIVITIES IN AND AROUND THE SITE](#)
- [7. MAP OF THE SITE](#)

1. SITE IDENTIFICATION

[Back to top](#)

1.1 Type B	1.2 Site code ES5310005
----------------------	-----------------------------------

1.3 Site name

Badies de Pollença i Alcúdia

1.4 First Compilation date 1997-12	1.5 Update date 2011-09
--	-----------------------------------

1.6 Respondent

Name/Organisation:	Dirección General de Medio Natural, Educación Ambiental Y Cambio Climático, Gobierno de las Islas Baleares
Address:	C/ Gremi de Comedors, 10 (Polígon Son Rossinyol) - 07009 Palma de Mallorca / Teléfono 971 17 66 66 - Fax 971 17 66 99
Email:	mfemenia@dgmambie.caib.es

Date site proposed as SCI:	2000-07
Date site confirmed as SCI:	2006-07
Date site designated as SAC:	No data
National legal reference of SAC designation:	No data

2. SITE LOCATION

2.1 Site-centre location [decimal degrees]:

[Back to top](#)

Longitude

3.21460655909

Latitude

39.8503664513

2.2 Area [ha]:

30752.57

2.3 Marine area [%]

0.0

2.4 Sitelength [km]:

0.0

2.5 Administrative region code and name

NUTS level 2 code

Region Name

ES53

Illes Balears

2.6 Biogeographical Region(s)

Mediterranean (0.0
%)

3. ECOLOGICAL INFORMATION

3.1 Habitat types present on the site and assessment for them

[Back to top](#)

Annex I Habitat types					Site assessment				
Code	PF	NP	Cover [ha]	Cave [number]	Data quality	A B C D	A B C		
						Representativity	Relative Surface	Conservation	Global
111C0			307.5257			A	A	A	A
112C0			7629.712616999999			A	B	A	A
115C0			307.5257			C	C	A	A
116C0			126.08553699999999			B	C	B	B
121C0			307.5257			A	C	B	A
124C0			307.5257			C	B	A	A
131C0			307.5257			D			
141C0			307.5257			C	C	B	B
142C0			307.5257			D			
151C0			307.5257			C	C	B	B
211C0			307.5257			B	C	B	B
212C0			307.5257			C	C	A	A
328C0			307.5257			A	B	B	A
409C0			307.5257			D			
622C0			307.5257			C	C	B	B
643C0			307.5257			C	C	B	B
821C0			307.5257			C	C	A	A
92DC0			307.5257			C	C	C	C

PF: for the habitat types that can have a non-priority as well as a priority form (6210, 7130, 9430) enter "X" in the column PF to indicate the priority form.

NP: in case that a habitat type no longer exists in the site enter: x (optional)

Cover: decimal values can be entered

Caves: for habitat types 8310, 8330 (caves) enter the number of caves if estimated surface is not available.
Data quality: G = 'Good' (e.g. based on surveys); M = 'Moderate' (e.g. based on partial data with some extrapolation); P = 'Poor' (e.g. rough estimation)

3.2 Species referred to in Article 4 of Directive 2009/147/EC and listed in Annex II of Directive 92/43/EEC and site evaluation for them

Species			Population in the site							Site assessment						
Group	Code	Scientific Name	S	NP	Type	Size		Unit	Cat.	Data quality	A B C D			A B C		
						Min	Max				Pop.	Cons.	Isol.	Glob.		
B	A200	Alca torda			c				C		D					
B	A200	Alca torda			w				C		D					
B	A010	Calonectris diomedea			c				C		C	B	C	B		
B	A010	Calonectris diomedea			w				R		C	B	C	B		
B	A010	Calonectris diomedea			p				C		C	B	C	B		
R	1224	Caretta caretta			w				P		C	B	C	B		
R	1224	Caretta caretta			c				P		C	B	C	B		
B	A196	Chlidonias hybridus			c				R		D					
B	A197	Chlidonias niger			c				C		D					
B	A014	Hydrobates pelagicus			c				C		C	B	C	B		
B	A014	Hydrobates pelagicus			p				C		C	B	C	B		
B	A014	Hydrobates pelagicus			w				C		C	B	C	B		
B	A181	Larus audouinii			p				C		C	C	C	C		
B	A181	Larus audouinii			w				R		C	C	C	C		
B	A181	Larus audouinii			c				C		C	C	C	C		
B	A459	Larus cachinnans			c				C		D					
B	A459	Larus cachinnans			w				C		D					
B	A459	Larus cachinnans			p				C		D					
B	A459	Larus cachinnans			r	11	50	p	C	G	D					
B	A183	Larus fuscus			c				R		D					
B	A183	Larus fuscus			w				R		D					
B	A179	Larus ridibundus			c				C		D					
B	A179	Larus ridibundus			w				C		D					
B	A069	Mergus serrator			w				R		D					
B	A069	Mergus serrator			c				R		D					
B	A094	Pandion haliaetus			r				R		C	C	C	C		
B	A094	Pandion haliaetus			c				C		C	C	C	C		
B	A094	Pandion haliaetus			w				R		C	C	C	C		
B	A392	Phalacrocorax aristotelis desmarestii			w				C		C	C	C	C		
B	A392	Phalacrocorax aristotelis desmarestii			p				C		C	C	C	C		
		Phalacrocorax														



B	A392	Aristotelis desmarestii		c				C		C	C	C	C
B	A017	Phalacrocorax carbo		w				C		D			
B	A017	Phalacrocorax carbo		c				C		D			
B	A391	Phalacrocorax carbo sinensis		c				C		D			
B	A391	Phalacrocorax carbo sinensis		w				C		D			
B	A008	Podiceps nigricollis		c				C		D			
B	A008	Podiceps nigricollis		w				R		D			
B	A384	Puffinus puffinus mauretanicus		p				C		B	B	C	B
B	A384	Puffinus puffinus mauretanicus		c				C		B	B	C	B
B	A175	Stercorarius skuja		c				R		D			
B	A175	Stercorarius skuja		w				R		D			
B	A191	Sterna sandvicensis		w				C		D			
B	A191	Sterna sandvicensis		c				C		D			
B	A016	Sula bassana		w				C		D			
B	A016	Sula bassana		c				C		D			
M	1349	Tursiops truncatus		p				C		C	B	C	B

Group: A = Amphibians, B = Birds, F = Fish, I = Invertebrates, M = Mammals, P = Plants, R = Reptiles

S: in case that the data on species are sensitive and therefore have to be blocked for any public access enter: yes

NP: in case that a species is no longer present in the site enter: x (optional)

Type: p = permanent, r = reproducing, c = concentration, w = wintering (for plant and non-migratory species use permanent)

Unit: i = individuals, p = pairs or other units according to the Standard list of population units and codes in accordance with Article 12 and 17 reporting (see [reference portal](#))

Abundance categories (Cat.): C = common, R = rare, V = very rare, P = present - to fill if data are deficient (DD) or in addition to population size information

Data quality: G = 'Good' (e.g. based on surveys); M = 'Moderate' (e.g. based on partial data with some extrapolation); P = 'Poor' (e.g. rough estimation); VP = 'Very poor' (use this category only, if not even a rough estimation of the population size can be made, in this case the fields for population size can remain empty, but the field "Abundance categories" has to be filled in)

3.3 Other important species of flora and fauna (optional)

Species			Population in the site					Motivation						
Group	CODE	Scientific Name	S	NP	Size		Unit	Cat.	Species Annex		Other categories			
					Min	Max		C R V P	IV	V	A	B	C	D
F		Anquilla anguilla												X
F		Aphia minuta												X
F		Carcharodon carcharias										X		
F		Dentex dentex												X
F		Dicentrarchus labrax												X
F		Hippocampus hippocampus												X
F		Hippocampus ramulosus												X
F		Labrus merula												X
F		Labrus viridis												X
I		Loligo vulgaris												X

4.4 Ownership (optional)

Type		[%]
Public	National/Federal	0
	State/Province	0
	Local/Municipal	0
	Any Public	100
Joint or Co-Ownership		0
Private		0
Unknown		0
sum		100

5. SITE PROTECTION STATUS (optional)

5.1 Designation types at national and regional level:

[Back to top](#)

Code	Cover [%]	Code	Cover [%]	Code	Cover [%]
ES00	100,0				

5.3 Site designation (optional)

El lugar no se encuentra amparado por ninguna figura de protección regional o nacional. Dado que el 99% de la superficie son aguas territoriales incluidas en el interior de sendas bahía, tan solo se ven afectadas por el tráfico marítimo comercial, por usos náuticos recreativos y por las actividades pesqueras artesanales y de arrastre. También se han realizado maniobras navales en el interior de estas aguas. Los tres islotes incluidos en el lugar están protegidos a nivel urbanístico por los planes generales de ordenación de sus respectivos municipios y por la Ley de Costas

6. SITE MANAGEMENT

6.1 Body(ies) responsible for the site management:

[Back to top](#)

Organisation:	Dirección General de Medio Natural, Educación Ambiental Y Cambio Climático. Gobierno de las Islas Baleares
Address:	C/ Gremi de Corredors, 10 (Polígon Son Rossinyó) - 07009 Palma de Mallorca / Teléfono 971 17 66 66 - Fax 971 17 66 148
Email:	mfemenia@dgmambie.caib.es

6.2 Management Plan(s):

An actual management plan does exist:

<input type="checkbox"/>	Yes
<input checked="" type="checkbox"/>	No, but in preparation
<input type="checkbox"/>	No

6.3 Conservation measures (optional)

Decreto 31/2007, de 30 de marzo, por el cual se aprueba el Plan de Gestión del Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) Badies de Pollença y Alcúdia (ES5310005)

7. MAP OF THE SITES

[Back to top](#)

INSPIRE ID:

Map delivered as PDF in electronic format (optional)

Yes No

Reference(s) to the original map used for the digitalisation of the electronic boundaries (optional).



Ajuntament
d'Alcúdia

*ESTUDIO DE EVALUACIÓN DE LAS REPERCUSIONES AMBIENTALES SOBRE RED
NATURA 2000 DEL PROYECTO REFORMADO DE AMPLIACIÓN DE LA ESTACIÓN
DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES (EDAR) DE ALCÚDIA (MALLORCA)*



ANEXO II

FASE INICIAL DEL PLAN DE VIGILANCIA Y CONTROL

**FASE INICIAL DEL PLAN DE VIGILANCIA Y CONTROL
DEL VERTIDO DE AGUAS RESIDUALES DEPURADAS
A TRAVÉS DEL EMISARIO SUBMARINO
DE LA EDAR DE ALCÚDIA (MALLORCA).**



JUNIO DE 2016

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN.	1
2. EVALUACIÓN DEL ESTADO DE LA COLUMNA DE AGUA.	17
3. EVALUACIÓN DEL ESTADO DE LOS SEDIMENTOS.	44
4. CARTOGRAFIADO DE LAS COMUNIDADES BENTÓNICAS	57
5. EVALUACIÓN DEL ESTADO DE LA PRADERA DE POSIDONIA OCEANICA	62
6. DETERMINACIÓN DE LA CALIDAD AMBIENTAL A PARTIR DE LA CARTOGRAFÍA DE LAS COMUNIDADES BENTÓNICAS LITORALES DE SUBSTRATO ROCOSO	94
7. REVISIÓN DEL EMISARIO SUBMARINO DE LA EDAR D'ALCÚDIA	105

1. INTRODUCCIÓN.

La gestión del agua es un tema que preocupa cada vez más a la sociedad y como consecuencia la normativa ambiental para regular la calidad del agua es cada vez más numerosa. El objetivo final del esfuerzo normativo debería ser poder compaginar la funcionalidad de los ecosistemas acuáticos con una explotación sostenible de los recursos existentes en un territorio determinado, para dar satisfacción a la preocupación creciente de la sociedad por el tema.

Hasta hace poco los métodos de control de la calidad de las aguas reconocidos en la legislación se han basado sólo en características fisicoquímicas del agua y los parámetros biológicos, los que caracterizan el hábitat físico o los relacionados con las riberas, se han obviado o sólo se han legislado aquellos relevantes para la salud humana. La medida de la salud global del ecosistema no había sido abordada, mientras que la calidad de las aguas para bebida o para el baño tiene leyes específicas a nivel europeo, estatal y autonómico.

A partir de 1995, la UE comenzó a adoptar un enfoque más global de la gestión de los recursos hídricos, que tiene como objetivo promover su uso sostenible y garantizar la coherencia de la política en la materia.

Así mismo, los objetivos estratégicos de la Comisión para 2005-2009 subrayaron la exigencia específica de instaurar una política marítima global destinada al desarrollo de una economía marítima próspera, así como al pleno aprovechamiento del potencial de las actividades marítimas de forma ecológicamente sostenible. El resultado de todo este proceso fue la aprobación de la Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 17 de junio de 2008, por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino (Directiva marco sobre la estrategia marina). Esta Directiva tiene como principal objetivo lograr un “buen estado medioambiental” de las aguas marinas de la UE para el año 2021. Establece las regiones marinas europeas como unidades de gestión para su implementación, obligando a cada estado miembro a desarrollar estrategias para sus aguas marinas, en cooperación con otros estados miembros y terceros países que se encuentren dentro de la misma región marina. Estas estrategias contienen una evaluación detallada del estado del medio ambiente, una definición de “buen estado medioambiental” a nivel regional y el establecimiento de objetivos medioambientales y programas de monitorización. Además, cada estado miembro debe redactar un programa de medidas económicas.

La aprobación de la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina puede considerarse la culminación de un proceso desarrollado en el contexto de la Unión Europea y del Mediterráneo, en el que se han ido sucediendo iniciativas y planes que se reseñan a continuación.

LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA.

Con la publicación en 2000 de la Directiva Marco del Agua (2000/60/EC), por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas, los países europeos se enfrentaban a un nuevo enfoque en el campo de la gestión del agua. Esta Directiva introduce el concepto de estado ecológico de las masas de agua como expresión de la calidad de la estructura y del funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales. El principal objetivo

de la Directiva era alcanzar un buen estado de todas las aguas europeas en el año 2015. Una de las innovaciones clave de esta directiva fue la obligatoriedad de utilizar organismos (bioindicadores) para la determinación y la evaluación del estado ecológico. Se propusieron algunos organismos o grupos de organismos (indicadores biológicos de calidad) para esta finalidad. Para las aguas marinas costeras, indicadores biológicos de calidad que se han propuesto en la Directiva son fitoplancton, macroalgas y fanerógamas, y fauna de invertebrados bentónicos y peces.

El objetivo clave de esta directiva es la protección de las aguas superficiales, los estuarios, las costas y las aguas subterráneas en todo el territorio de la Unión Europea para promover un consumo sostenible del recurso y garantizar una mejora de los ecosistemas acuáticos. En esta directiva se encuentra la definición de estado ecológico como *“una expresión de la calidad de la estructura y del funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales.... que se centra especialmente en la condición de los elementos biológicos del sistema”*. Cómo medir este estado ecológico es algo que la propia directiva esboza en su anexo V, donde se introduce el concepto de estado ecológico natural o de su máximo potencial ecológico en el caso de ecosistemas artificiales como los embalses.

La UE ha adoptado numerosas directivas con el fin de establecer normas de calidad con respecto a determinados usos del agua y limitación de las emisiones de sustancias contaminantes, en las que se plasma esta política comunitaria en materia de aguas. Estas directivas tratan, entre otros asuntos, de la Calidad de las aguas de baño, de la Calidad del agua para consumo humano, de la Calidad de las aguas continentales que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces, de la Protección del medio ambiente de los efectos adversos de las descargas de aguas residuales urbanas y de las aguas residuales de ciertos sectores industriales, de la Contaminación del agua causada por nitratos provenientes de la agricultura, de la Contaminación causada por determinadas sustancias peligrosas vertidas en el medio acuático de la Unión.

Según se establece en la Directiva 2000/60/CE, los Estados miembros deberán recoger y conservar la información sobre el tipo y la magnitud de las presiones antropogénicas significativas a las que puedan verse expuestas las masas de aguas superficiales de cada demarcación hidrográfica, en especial de la contaminación significativa de fuente puntual, producida especialmente por las sustancias enumeradas en su anexo VIII, procedentes de instalaciones y actividades urbanas, industriales, agrarias y de otro tipo.

Además, la Directiva 2000/60/CE obliga a los Estados miembros a establecer programas de seguimiento del estado de las aguas con el objeto de obtener una visión general coherente y completa del estado de las aguas en cada demarcación hidrográfica. En el caso de las aguas superficiales, los programas incluyen el seguimiento del estado ecológico y químico y del potencial ecológico. Para ello se establece una red de seguimiento de las aguas, diseñada de tal manera que ofrezca una visión general coherente y completa del estado ecológico y químico de cada cuenca hidrológica y permita la clasificación de las masas de agua según su calidad ecológica y la evaluación del impacto de las actividades humanas.

El **ANEXO II** de la Directiva Marco del Agua establece el sistema para caracterizar los distintos tipos de masas de agua, que para las aguas superficiales queda establecido como sigue:

1. AGUAS SUPERFICIALES

1.1. Caracterización de los tipos de masas de agua superficial.

Los Estados miembros determinarán la situación y los límites de las masas de agua superficial y llevarán a cabo una caracterización inicial de dichas masas de agua de conformidad con la siguiente metodología.

Las masas de agua superficial dentro de la demarcación hidrográfica se clasificarán en uno de los siguientes tipos de aguas superficiales: ríos, lagos, aguas de transición, aguas costeras o como masas de agua superficial artificiales o como masas de agua superficial muy modificadas.

En el apartado **1.2. Regiones ecológicas y tipos de masas de aguas superficiales**, para el caso de Las Aguas Costeras, la metodología establecida es la siguiente:

1.2.4. Aguas costeras

Sistema A

Tipología fijada	Descriptorios
Región ecológica	Los siguientes, que figuran en el mapa B del anexo XI Mar Báltico Mar de Barents Mar de Noruega Mar del Norte Océano Atlántico Norte Mar Mediterráneo
Tipo	Basado en la salinidad media anual <0,5.: agua dulce 0,5 a <5.: oligohalino 5 a <18.: mesohalino 18 a <30.: polyhalino 30 a <40.: euhalino Basado en la profundidad aguas poco profundas: <30 m intermedias: 30 a 200 m profundas: >200 m

Sistema B

Caracterización alternativa	Factores físicos y químicos que determinan las características de las aguas costeras y, por ende, la estructura y composición de la comunidad biológica
Factores obligatorios	latitud longitud amplitud de las mareas salinidad
Factores optativos	velocidad de la corriente exposición al oleaje temperatura media del agua características de la mezcla de aguas turbidez tiempo de permanencia (de bahías cerradas) composición media del sustrato oscilación de la temperatura del agua

En el apartado **1.3. Establecimiento de condiciones de referencia específicas del tipo para los tipos de masas de agua superficial**, se establece que para cada tipo de masa de agua superficial caracterizado de conformidad con el punto 1.1 se establecerán condiciones hidromorfológicas y fisicoquímicas específicas del tipo, que representen los valores de los indicadores de calidad hidromorfológicos y fisicoquímicos especificados en el punto 1.1 del anexo V para ese tipo de masa de agua superficial en un muy buen estado ecológico según lo definido en el cuadro correspondiente en el punto 1.2 del anexo V. Se establecerán condiciones biológicas de referencia específicas del tipo, de tal modo que representen los valores de los indicadores de calidad biológica especificados en el punto 1.1 del anexo V para ese tipo de masa de agua superficial en un muy buen estado ecológico según lo definido en el cuadro correspondiente del punto 1.2 del anexo V.

ANEXO V

1. ESTADO DE LAS AGUAS SUPERFICIALES

1.1.4. Aguas costeras.

Indicadores biológicos

Composición, abundancia y biomasa del fitoplancton

Composición y abundancia de otro tipo de flora acuática

Composición y abundancia de la fauna bentónica de invertebrados

Indicadores hidromorfológicos que afectan a los indicadores biológicos

Condiciones morfológicas

variación de la profundidad

estructura y sustrato del lecho costero

estructura de la zona ribereña intermareal

Régimen de mareas

dirección de las corrientes dominantes

exposición al oleaje

Indicadores químicos y fisicoquímicos que afectan a los indicadores biológicos

Generales

Transparencia

Condiciones térmicas

Condiciones de oxigenación

Salinidad

Condiciones relativas a los nutrientes

Contaminantes específicos

Contaminación producida por todas las sustancias prioritarias cuyo vertido en la masa de agua se haya observado

Contaminación producida por otras sustancias cuyo vertido en cantidades significativas en la masa de agua se haya observado

En el Artículo 8 Seguimiento del estado de las aguas superficiales, del estado de las aguas subterráneas y de las zonas protegidas, se establece que:

1. Los Estados miembros velarán por el establecimiento de programas de seguimiento del estado de las aguas con objeto de obtener una visión general coherente y completa del estado de las aguas en cada demarcación hidrográfica, y en el caso de las aguas superficiales, los programas incluirán:

i) el seguimiento del volumen y el nivel de flujo en la medida en que sea pertinente para el estado ecológico y químico y el potencial ecológico, y

ii) el seguimiento del estado ecológico y químico y del potencial ecológico;

2. Los programas serán operativos dentro del plazo de seis años contados a partir de la entrada en vigor de la presente Directiva, salvo que se especifique otra cosa en la normativa correspondiente. Dicho seguimiento se ajustará a lo dispuesto en el anexo V.

En este sentido, en el **Anexo V**, punto **1.3. Seguimiento del estado ecológico y del estado químico de las aguas superficiales**, se dice que la red de seguimiento de las aguas superficiales se establecerá de acuerdo con los requisitos contemplados en el artículo 8. Se diseñará de tal manera que ofrezca una visión general coherente y completa del estado ecológico y químico de cada cuenca hidrológica y permitirá la clasificación de las masas de agua en cinco clases de acuerdo con las definiciones normativas del punto 1.2. Los Estados miembros, basándose en el análisis de las características y la evaluación del impacto efectuados según lo dispuesto en el artículo 5 y el anexo II, establecerán, para cada período de aplicación del plan hidrológico de cuenca, un programa de reconocimiento inicial y un programa de seguimiento ordinario.

Y en el apartado **1.3.1. Concepción del control de vigilancia**, se dice que la Selección de los indicadores de calidad para El control de vigilancia se efectuará en cada punto de control durante un período de un año dentro del período que abarque el plan hidrológico de cuenca sobre:

- . los parámetros representativos de todos los indicadores de calidad biológicos,
- . los parámetros representativos de todos los indicadores de calidad hidromorfológicos,
- . los parámetros representativos de todos los indicadores generales de calidad fisicoquímicos,
- . la lista prioritaria de los contaminantes que se descargan en la cuenca o subcuenca, y
- . otros contaminantes que se descargan en cantidades significativas en la cuenca o subcuenca,

salvo en caso de que el ejercicio anterior de control de vigilancia haya demostrado que la masa en cuestión ha alcanzado un buen estado y que a partir del examen de la incidencia de la actividad humana de conformidad con el anexo II no existan indicios de que se hayan modificado las repercusiones sobre la masa. En tales casos se llevará a cabo un control de vigilancia una vez por cada tres actualizaciones del plan hidrológico de cuenca.

LEGISLACIÓN NACIONAL.

El título V sobre la protección del dominio público hidráulico y de la calidad de las aguas del Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el Texto Refundido de la Ley de Aguas (TRLA) incorpora a la legislación española los aspectos relativos a la protección de estado de las aguas en aplicación de lo dispuesto en la Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas (DMA). En particular, el artículo 92 del TRLA, establece los objetivos de la protección de las aguas y del dominio público hidráulico, que incluyen, entre otros, prevenir el deterioro, proteger y mejorar el estado de las aguas; establecer medidas específicas para reducir la contaminación por sustancias prioritarias; y garantizar un suministro de agua suficiente en buen estado. Todos estos objetivos se integran en los objetivos medioambientales para las aguas superficiales y zonas protegidas regulados

en el artículo 92 bis. Finalmente, el artículo 92 ter del TRLA obliga a que cada demarcación hidrográfica establezca programas de seguimiento del estado de las aguas al objeto de obtener una visión general coherente y completa de dicho estado.

La protección de las aguas frente a sustancias prioritarias, establecida por la Directiva 2008/105/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 16 diciembre de 2008, relativa a las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas que desarrolla el régimen previsto en el artículo 16 de la DMA y complementada por otras posteriores, queda traspuesta mediante el Real Decreto 60/2011, de 21 de enero, sobre las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas.

La aprobación de la Directiva 2013/39/UE del Parlamento Europeo y del Consejo de 12 de agosto, por la que se modifican las Directivas 2000/60/CE y 2008/105/CE en cuanto a las sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas, obliga a revisar el Real Decreto 60/2011, para adaptarlo a las nuevas exigencias derivadas de dicha modificación. Esta revisión se publica en el Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental, en el que también se incluyen criterios básicos y homogéneos para el diseño y la implantación de los programas de seguimiento del estado de las masas de agua superficiales y para el control adicional de las zonas protegidas; definir los criterios, condiciones de referencia y los límites de cambio de clase para clasificar el estado ecológico de las masas de agua.

LOS VERTIDOS TIERRA MAR.

Los vertidos, tanto líquidos como sólidos, cualquiera que sea el bien de dominio público en que se hagan, necesitan la autorización de la Administración competente.

En virtud del Real Decreto 356/1985, de 26 de febrero, se traspasaron a la Comunitat Autònoma de les Illes Balears las funciones y servicios del Estado en materia de ordenación del litoral y vertidos al mar, competencia confirmada y complementada por Sentencia del Tribunal Constitucional 149/91 (F.J.3.F.).

Así pues, los vertidos de tierra al mar, tanto líquidos como sólidos, directos o por emisarios, necesitan la autorización de la CAIB. La competencia, que se atribuye a la Conselleria de d'Obres Públiques i Ordenació del Territori, se ejerce por el Servei de Costes i Litoral, perteneciente a la Direcció General d'Ordenació del Territori.

La autorización del vertido tierra-mar para las aguas residuales urbanas depuradas queda condicionado a las autorizaciones necesarias de otras administraciones, a la tramitación ambiental particular de cada proyecto, y al cumplimiento de normativas sectoriales, las cuales se recogen a continuación:

- Instrucción para el proyecto de conducciones de vertidos de tierra al mar, aprobada por orden del Ministerio de Obras Públicas y Transportes, de 13 de julio de 1993.
- Real Decreto Ley 11/95, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas.

- Real Decreto 509/96, de 15 de marzo, de desarrollo del Real Decreto Ley 11/95, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas (parcialmente modificado por Real Decreto 2.116/98, de 2 de octubre)
- Decreto 49/2003, de 9 de mayo, por el que se declaran las zonas sensibles en las Illes Balears
- Real Decreto 684/2013, de 6 de septiembre, por el que se aprueba el Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las Illes Balears
- Decreto-ley 1/2015, de 10 de abril, por el que se aprueba la Instrucción de Planificación Hidrológica para la demarcación hidrográfica intracomunitaria de Las Illes Balears.
- Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental

La autorización de vertido tierra-mar se emite acompañada de la exigencia de cumplimiento de un Plan de Vigilancia y Control (PVC) que contiene tanto aspectos ambientales como estructurales. Este Plan es propuesto por parte de la administración que otorga la autorización y debe ser ejecutado por el titular de la autorización de vertido.

A continuación se reproduce un PVC tipo para vertido de aguas residuales urbanas depuradas al mar a través de emisario submarino emitido por el Servei de Costes i Litoral, que servirá como base para el desarrollo del contenido del presente documento.

PLA DE VIGILÀNCIA I CONTROL DE L'ABOCAMENT A LA MAR PER EMISSARÍ SUBMARÍ PROCEDENT D'UNA EDAR

CLASSIFICACIÓ EMISSARIS

Categoria I: Emissaris que donen servei a aglomeracions urbanes de menys de 10.000 h-e.

Categoria II: Emissaris que donen servei a aglomeracions urbanes de 10.000 a 50.000 h-e.

Categoria III: Emissaris que donen servei a aglomeracions urbanes de més de 50.000 h-e.

A.- CONTROL DEL MEDI RECEPTOR

Es mostrejaran els punts assenyalats en el plànol adjunt.

1. Punts en la línia de costa.

Punt 1. Punt d'on arrenca l'emissari en la línia de costa.

Punt 2. Zona hipotètica on es trobaria la ploma de l'abocament amb la costa si es donessin les condicions de vents i corrents predominats especificats al projecte de l'emissari corresponent. En el cas de que les corrents predominants no discorrien en direcció a la costa, aquest punt es determinarà en cada cas.

Punt 3. Punt costaner situat a 500 metres en direcció contrària al punt 2 i amb els mateixos criteris de definició d'aquest punt, serà el punt de control.

Es recolliran les següents mostres:

- Mostra d'aigua sub-superficial, en els punts 1,2 i 3 (a 30 cm de la superfície), es recollirà una mostra d'aigua en la que s'analitzarà els següents paràmetres: pH, Temperatura, Salinitat, Turbidesa, % Saturació oxigen, Transparència (disc de Secchi, *in situ*), Oxigen dissolt, Nutrients (Nitrogen total¹, Nitrits, Nitrats, Amoni, Fòsfor total, fosfats i silicats), Clorofil·la a i Microorganismes (E. coli i Enterococs intestinals).
- Mostra de sediments en el punt 1, en el cas de que el punt sigui sobre substrat arenós es recollirà una mostra composta (a partir de 5 mostres simples) de sediment² en la que s'analitzaran els següents paràmetres: Granulometria, Metalls pesats (As, Hg, Pb, Cu, Al, Zn, Cd, Se, Cr i Ni), Nitrogen total, Fòsfor total, Matèria Orgànica.
- Comunitats bentòniques, en el cas de que es tracti de litoral rocós se realitzarà una cartografia de les comunitats bentòniques del supralitoral, amb la metodologia CARLIT³. Aquesta metodologia es basa en les comunitats presents sobre substrat rocós i les principals espècies que la constitueixen. La unitat mínima de mostreig serà entre el punt 2 i el punt 3, excloent zones interiors portuàries i

¹ Nitrogen total serà el nitrògen Kendhal més nitrats i nitrits

² Totes les mostres de sediment del pla de vigilància i control s'obtidran amb una draga van Veen d'una superfície de 600cm²

³ Ballesteros, E.; Torras, X.; Pinedo, S.; García, M.; Mangialajo, L.; de Torres, M., 2007. A new methodology based on littoral community cartography by macroalgae for the implementation of the European Water Framework Directive. Marine Pollution Bulletin 55, 172-180. Disponible en la red www.sciencedirect.com

tenint en consideració els elements presents (ports, altres emissaris, torrents, llacunes litorals, etc) que puguin alterar les comunitats bentòniques .

Adicionalment en el punt 1 s'agafaran dues mostres per fer un recompte de fitoplàncton, a l'estiu.

2. Punts en aigües obertes.

Punts 4 i 5. Aquests punts es troben en la línia paral·lela a l'eix de l'emissari, el punt 5 a 200 metres des de la primera boca difusora en direcció a terra i el punt 4 en el punt mig entre el 1 i el 5.

Punts 6 i 7. Aquest dos punts corresponen a ambdós costats del punt d'abocament, a 100 metres cadascun de la darrera boca difusora, en una línia perpendicular a l'eix de l'emissari.

En els punts 5,6 i 7 d'aigües obertes s'agafaran les següents mostres:

- Mostra d'aigua sub-superficial (a 30 cm de la superfície), es recollirà una mostra d'aigua en la que s'analitzaran els següents paràmetres: pH, Temperatura, Salinitat, Terbolesa, % Saturació oxigen, Transparència (disc de Secchi, *in situ*), Oxigen dissolt, Nutrients (Nitrogen total, Nitrits, Nitrats, Amoni, Fòsfor total, Fosfats i Silicats), Clorofil·la a i Microorganismes (E. coli i Enterococs intestinals).
- Mostra d'aigua a 1 metre del fons, es recollirà una mostra d'aigua en la que s'analitzaran els paràmetres següents: Temperatura, Salinitat, Oxigen dissolt, Sòlids en suspensió, Nutrients (Nitrogen total, Nitrits, Nitrats, Amoni Fòsfor total, Fosfats i Silicats), Clorofil·la a i Microbiologia (E. coli i Enterococs intestinals).

Adicionalment en els punts 6 i 7 s'agafaran les següents mostres:

- Mostra de sediment, en el cas de que el punt sigui sobre substrat arenós es recollirà una mostra composta de sediment (a partir de 5 mostres simples) en la qual s'analitzaran els següents paràmetres: Granulometria, Metalls pesats (As, Hg, Pb, Cu, Zn, Cd, Se, Cr i Ni), Matèria orgànica. A més, el organismes bentòniques trobats a la mostra de sediment, es separaran i identificaran al nivell de espècie, en el cas de no ser possible arribar al nivell de gènere.

Adicionalment entre el punt 1 i el 4, s'agafaran 2 mostres per fer un recompte de fitoplàncton, a l'estiu

3. Control Posidonia

- Cartografia inicial de la Posidonia: Es realitzarà una cartografia de la Posidonia propera susceptible de ser afectada segons les plomes de dilució, i en cada cas es determinarà la zona a estudiar en funció de la distribució de la praderia. La metodologia serà la necessària per delimitar l'àmbit d'ocupació de la Praderia de Posidonia, el substrats damunt on es troba i els diferents substrats de la zona d'influència (arenas, fangs, roques, algues fotòfiles, etc).
- Control de la pradera de Posidonia: en el punt més proper de la pradera de Posidonia a la influència de l'abocament, s'establiran dos punts de mostreig que s'estudiaran segons la metodologia POMI (Romero et al. 2005) i es realitzaran mesures de:

- cobertura de pradera, marcs de 50x50 cm, sobre una superfície de 400 m² i 27 rèpliques al atzar, assignant un índex semi quantitatiu de cobertura entre 0,10,25,50,75 o 100%.
- Densitat de feixos per m²: 12 rèpliques damunt una superfície de 400 m².
- Percentatge de fulles necrosades, 5 feixos expressant el resultat en percentatge de fulles amb necrosi, respecte al total de fulles d'un feix.
- Cobertura percentual d'epífits, 45 rèpliques de fulles.
- Dominància del tipus de rizoma, 12 rèpliques, les mateixes que s'han emprat per calcular la densitat.

c) Seguiment de la superfície de la praderia de Posidonia: es controlarà el límit més proper de la pradera de Posidonia al punt d'abocament per veure el seu creixement, utilitzant marcadors fixes al llarg de 200 m del seu perímetre.

B.-CONTROL DE L'EFLUENT

Es mesuraran els cabals anuals en m³/any de l'efluent abocat a la mar.

- 1- Anàlisis simplificat: es prendrà una mostra composta (de 24 h, a partir de un mínim de 6 mostres simples) de l'efluent de l'EDAR (alternant la recollida de mostres en diferents dies de la setmana) en la quals es mesuraran els següents paràmetres: pH, Conductivitat, DBO₅, DQO, Sòlids en suspensió, terbolesa, Nitrogen total, Fòsfor total, Microbiologia (E. coli i Enterococs intestinals).
- 2- Anàlisis complet: s'agafarà una mostra composta (de 24 h a partir de un mínim de 6 mostres simples) en la que s'analitzaran, a més dels anteriors, el paràmetres de la relació indicats a continuació:

Paràmetres fisico-químics:

- Temperatura
- Potencial Redox
- Oxigen dissolt
- Amoni
- Nitrits
- Nitrats
- Silicats

Metalls pesats:

- Arsènic
- Mercuri
- Plom
- Coure
- Alumini
- Zinc
- Cadmi

- Seleni
- Crom
- Níquel

Hidrocarburs Policíclics Aromàtics (PAHs):

- Benzopirè
- Benzofluorantè
- Benzoperilè
- Naftalè
- Antracè
- Fluorantè
- Indenopirè

Biocides :

- Atrazina
- Simazina
- Terbutilazina
- Trifluralina
- Endosulfan

Compostos Orgànics Volàtils (VOCs):

- Benzè
- Toluè
- Xilè
- Etilibenzè
- 1,1,1, -Tricloroetà
- Tributilestany

En el cas de Biocides, VOCs i Hidrocarburs policíclics aromàtics que no es trobin el primer any s'analitzaran amb una freqüència anual.

A- FREQUÈNCIES DE LES PRESES DE MOSTRES

- 1- Aigües receptores- els paràmetres de les mostres d'aigües receptores s'analitzaran de la següent forma: Per aigües subsuperficials (a 30 cm de la superfície) anual, bianual i trimestral, segons siguin els emissors de categoria I,II o III respectivament. Es prendran les mostres a l'estiu en la categories I i II i una per estació a la categoria III.

Per a les mostres de fons, anual per categoria I i bianual per categories II i III.

Per a mostres per al Fitoplancton es prendran 2 mostres a l'any, per a totes les categories d'emissari i les dues mostres a l'estiu.

- 2- Aigües de bany- per al cas d'abocaments susceptibles d'afectar a zones de bany es realitzarà un mostreig mensual durant la temporada de bany (maig-octubre, 6 mostres anuals addicionals), fent-los coincidir amb els punts de control que realitza la Conselleria de Salut i Consum, seran mostres d'aigua sub-superficial en les quals s'estudiaran: temperatura, salinitat, oxigen dissolt,

Terbolesa, clorofil·la a i microbiologia (*E. coli* i *Enterococs* intestinals), Nitrogen total i Fòsfor total.

- 3- Sediments- els paràmetres del sediment s'analitzaran amb una freqüència anual.
- 4- Comunitats bentòniques litorals- respecte a la cartografia de les comunicats bentòniques litorals (CARLIT) els mostrejos de bentos se realitzaran una vegada el primer any, entre juny i agost. A partir del 1er any la freqüència serà cada tres.
- 5- Posidonia oceanica- el mostreig de la *Posidonia oceanica* es realitzarà una vegada a l'any durant el mes d'octubre. Cada 6 anys es realitzarà una nova cartografia de les comunitats bentòniques presents.
- 6- Efluent de l'EDAR- l'anàlisi simplificat de l'efluent s'efectuarà mensualment. L'anàlisi completa serà anual per emissaris de categoria I, bianual pels de categoria II i trimestral pels de categoria III.

B- INTERPRETACIÓ DE RESULTATS

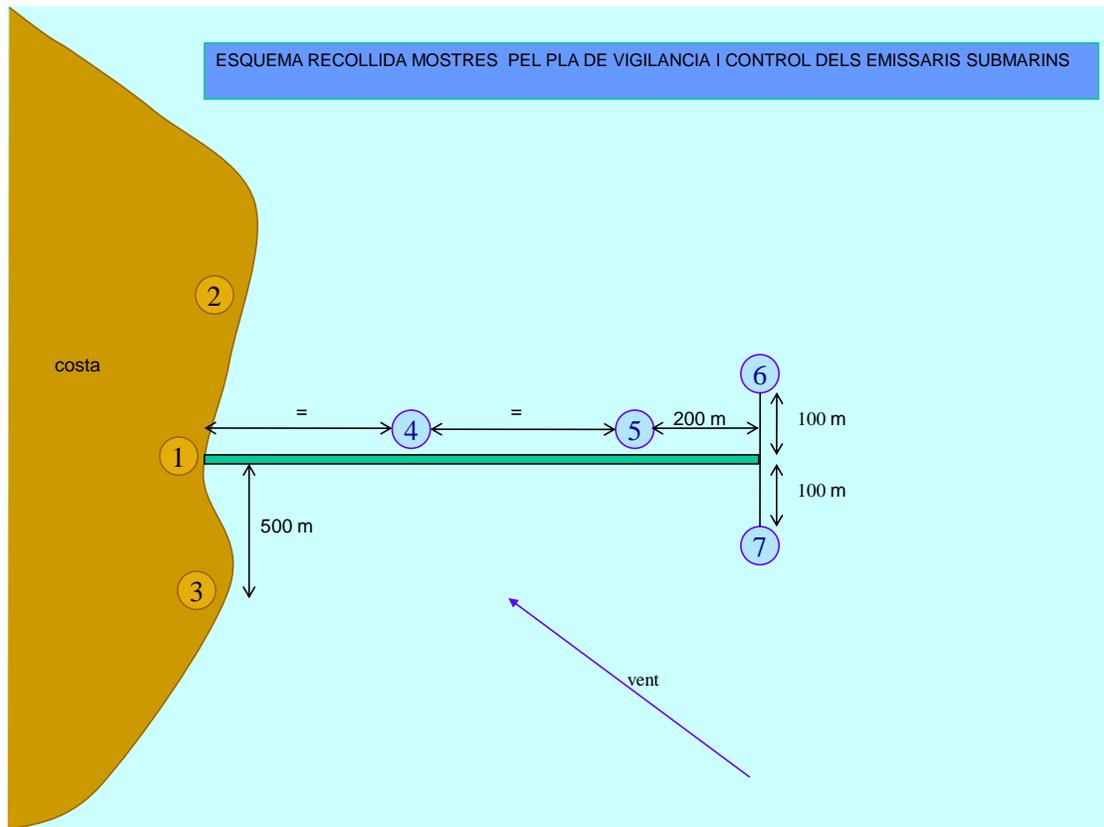
Els paràmetres que tinguin una base legal s'interpretaran segons la normativa d'aplicació, prestant especial atenció quan es tracta d'objectius de qualitat de l'efluent o de la massa receptora. La interpretació dels altres paràmetres es realitzarà comparant valors obtinguts al llarg de l'espai i del temps, segons el disseny del mostreig, tenint en compte factors com la dilució, la dispersió, la direcció en que les plomes es dispersen, l'aparició de temporals i altres fenòmens meteorològics, etc, amb la finalitat d'obtenir un seguiment fiable del comportament de l'abocament i dels seus efectes ambientals.

C- LEGISLACIÓ DE REFERÈNCIA

- Ley 22/1988, de 28 de julio, de Costas. (BOE 181)
- RD 1471/1989, de 1 de diciembre, por el que se aprueba el Reglamento General para el desarrollo y ejecución de la Ley 22/1988, de 28 de julio, de Costas. (BOE 297)
- Orden de 13 de julio de 1993, por la que se aprueba la instrucción para el proyecto de condiciones de vertido de tierra al mar. (BOE 178 y corrección de errores BOE 193)
- RD 849/1986, de 11 de abril, por el que se aprueba el Reglamento del dominio público Hidráulico, que desarrolla los títulos I, IV, V, VI, VII y VIII de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas.
- RD 606/2003, de 23 de mayo, por el que se modifica el RD 849/1986, citado en el punto anterior. (BOE 135)
- Directiva 2000/60/CE, por la que se establece un marco comunitario en el ámbito de la política de aguas.
- Decreto 49/2003, de 9 de mayo, por el que se declaran las zonas sensibles de las Islas Baleares (BOIB 76)

- Orden MAM/1873/2004, de 2 de junio, por el que se aprueban los modelos oficiales para la declaración de vertido y se desarrollan determinados aspectos relativos a la autorización de vertido y liquidación del canon de control de vertidos regulados en el RD 606/2003.
- Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. (BOE 299).
- Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica. (BOE 229)
- Directiva del Consejo 91/271/CEE, de 21 de mayo de 1991, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas.
- RD Ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas. (BOE 312)
- RD 509/1996, de 15 de marzo, de desarrollo del RD Ley 11/1995. (BOE 77)
- RD 1341/2007, de 11 de octubre, sobre la gestión de la calidad de las aguas de baño. (BOE 257).
- Decisión 2455/2001/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 20 de noviembre de 2001, por la que se aprueba la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas y por la que se modifica la Directiva 2000/60/CE.
- Directiva 2006/11/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 15 de febrero de 2006, relativa a la contaminación causada por determinadas sustancias peligrosas vertidas al medio acuático de la Comunidad.
- Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 17 de junio de 2008, por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino (Directiva marco sobre la estrategia marina).
- Directiva 2008/105/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 16 de diciembre de 2008, relativa a las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas, por la que se modifican y derogan ulteriormente las Directivas 827/176/CEE, 83/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE, 86/280/CEE del Consejo, y por la que se modifica la Directiva 2000/60/CE

ESQUEMA RECOLLIDA MOSTRES PEL PLA DE VIGILANCIA I CONTROL DELS EMISSARIS SUBMARINS



FREQÜÈNCIA DE LES PRESES DE MOSTRES(NÚM. MOSTRES/ANY)

TIPUS	CATEGORIA																					OBSERVACIONS														
	I							II							III																					
	PUNTS DE CONTROL							PUNTS DE CONTROL							PUNTS DE CONTROL																					
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7															
AIGÜES RECEPTORES																																				
SUB-SUPERFICIALS	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	4	4	4	4	4	4	4															
FITOPLANKTON	2							2							2							2														
A 1 METRE DEL FON	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1	2	2													
SEDIMENTS	1							1							1							1							1							ENCAS DE SUBSTRAT ARENÓS
COMUNITATS BENTÒNIQUES LITORALS	1/3	1/3						1/3	1/3						1/3	1/3						1/3	1/3						1							LITORAL ROCÓS ENTRE EL S. 2 I 3
POSIDÒNIA OCEÀNICA																																				
CARTOGRAFIA INICIAL																																				
CONTROL PRADERIA																																				
EFLUENT EDAR																																				
SIMPLIFICAT	12							12							12							16														
COMPLET	1							2							4							4														
AIGÜES DE BANY	6							6							6							6							6							Les 6 mostres en la temporada de bany

2. EVALUACIÓN DEL ESTADO DE LA COLUMNA DE AGUA.

Mediante la medida *in situ* de determinadas variables fisicoquímicas del agua, la toma de muestras y el posterior análisis en laboratorio de las muestras recogidas en las diferentes estaciones seleccionadas, se pretende establecer las características de la masa de agua costera en las inmediaciones del punto de vertido, considerada como la zona de influencia del mismo.

Con el objeto de conocer la calidad ambiental de la zona de vertido se someten a determinadas variables ambientales a un seguimiento, en el que se valoran los resultados de aquellos parámetros que pudieran verse afectados.

2.1. MÉTODOS PARA EL CONTROL DE LA CALIDAD DE LA COLUMNA DE AGUA.

El diseño de las campañas de toma de datos se lleva a cabo de acuerdo con las especificaciones de las tres normas UNE de calidad de las aguas relativas al muestreo:

- ✓ UNE-EN 25667-1 Calidad del agua. Muestreo. Parte I. Guía para el diseño de los programas de muestreo.
- ✓ UNE-EN 25667-2. Calidad del agua. Muestreo. Parte II. Guía para las técnicas de muestreo.
- ✓ UNE-EN 25667-3. Calidad del agua. Muestreo. Parte III. Guía para la conservación y manipulación de las muestras de agua

Los métodos utilizados se describen a continuación.

Toma de muestras: en los puntos de muestreo establecidos se procede a la toma de muestras de agua mediante el uso de una botella oceanográfica de 5 l tipo Niskin, a la profundidad igual a la mitad de la columna de agua.



Botella oceanográfica Niskin para la obtención de muestras a diferentes profundidades.

Medidas *in situ*: paralelamente al muestreo de agua se realizan perfiles verticales de salinidad, temperatura, concentración/saturación de oxígeno disuelto y turbidez. Las medidas del perfil se realizan mediante el uso de sonda multiparamétrica que se hace descender a las profundidades requeridas colgada del cable de alimentación y comunicación de datos. También se determina la transparencia del agua mediante el uso de un disco de Secchi. Estos datos se consideran indispensables para la interpretación del resto de variables ambientales a determinar.



Sonda multiparamétrica utilizada para realizar los perfiles de medidas in situ.



Disco de Secchi utilizado para medir la transparencia de la columna de agua.

Determinación de sólidos en suspensión: los sólidos totales en suspensión se determinan por el método gravimétrico mediante filtrado sobre filtros de fibra de vidrio Whatman GF/C y posterior desecación a 105° (APHA-AWWA-WPCF, 1981).

Determinación de la concentración de sales nutrientes: se determinan en cada muestra, siguiendo métodos normalizados o estandarizados, la concentración de nitrito, nitrato, amonio y fosfato, nitrógeno total y fósforo total.

- amonio disuelto, por el método de Korolef (método azul de indofenol) y espectrofotometría de absorción
- nitrato disuelto, por el método de reducción del cadmio y lectura espectrofotométrica
- nitrito disuelto, por el método de diazotación y espectrofotometría de absorción
- fósforo reactivo soluble, por el método del molibdato y lectura espectrofotométrica
- nitrógeno total
- fósforo total

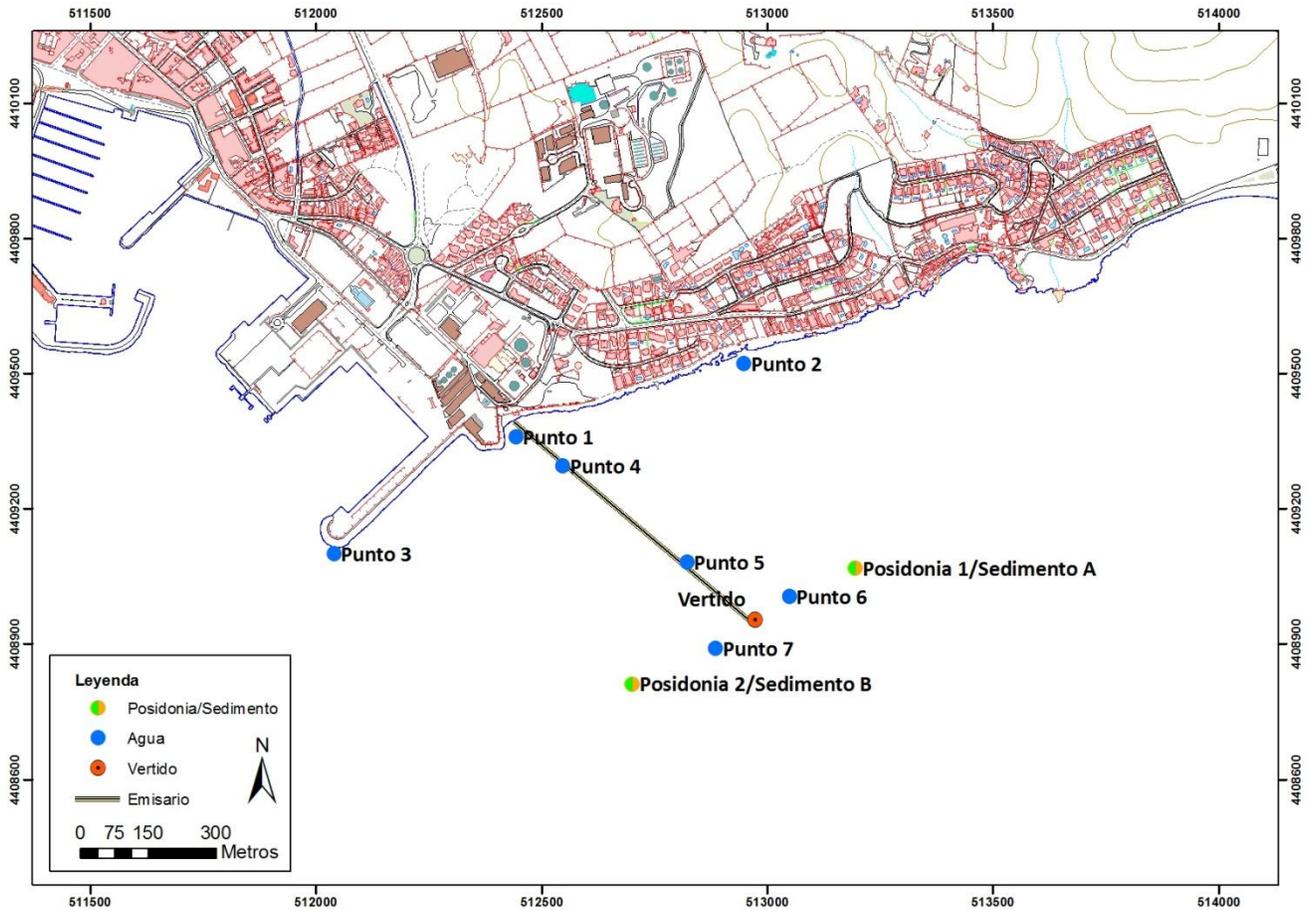
Determinación de la concentración de clorofila α : como medida del estado trófico y estimación de la biomasa fitoplanctónica, se determina la concentración de clorofila α por filtrado, extracción con acetona y lectura de la fluorescencia.

Estudio cualitativo y cuantitativo de fitoplancton: cada muestra para el estudio de fitoplancton se dispone en botella opaca y se fijará con lugol. Sobre las muestras se identifican los taxones fitoplanctónicos hasta el nivel taxonómico que sea posible y se cuantifican los individuos de cada uno. El fitoplancton se analiza recurriendo a los métodos y técnicas propios de este tipo de estudios (sedimentación, microscopia invertida de Utermöhl).



Microscopio invertido para el estudio de plancton.

Los puntos de toma de muestras para el control de la calidad de la columna de agua se indican en el siguiente plano, y sus coordenadas son las que aparecen en la tabla adjunta.



	X	Y
Vertido	512972	4408952
Punto 1	512442	4409359
Punto 2	512947	4409522
Punto 3	512039	4409100
Punto 4	512546	4409295
Punto 5	512821	4409081
Punto 6	513148	4409047
Punto 7	512806	4408835

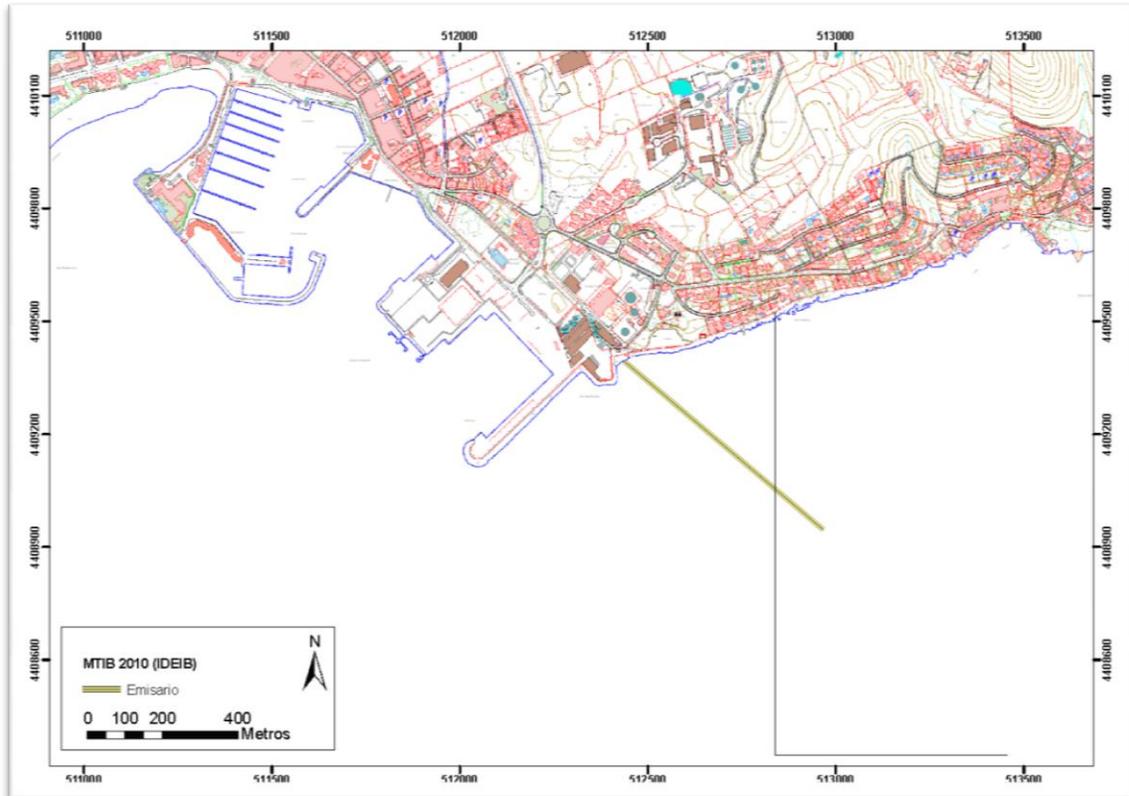
2.2. INTERPRETACIÓN DE LOS RESULTADOS.

Tal como establece el PVC exigido en las autorizaciones de vertido tierra-mar de aguas residuales depuradas, los parámetros que tengan una base legal se interpretarán según la normativa de aplicación, prestando especial atención cuando se trata de objetivos de calidad del efluente o de la masa receptora. La interpretación de los otros parámetros se realizará comparando valores obtenidos a lo largo del espacio y del tiempo.

El Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental establece una serie de tipos de masas de agua costeras y algunos indicadores, dando para cada indicador y tipo de masa de agua, los valores umbrales para el cambio de clase de estado ecológico. Así mismo, también establece otra serie de tipos de masa de agua muy modificadas por la presencia de puertos y sus correspondientes indicadores, dando para cada indicador y tipo de masa de agua, los umbrales para el cambio de clase de potencial ecológico.

El Decreto-ley 1/2015, de 10 de abril, por el que se aprueba la Instrucción de Planificación Hidrológica para la demarcación hidrográfica intracomunitaria de Las Illes Balears, recoge del mencionado Real Decreto 817/2015, para el caso de las Illes Balears, tres tipos de masas de agua costeras. En el contexto de la Badia d'Alcúdia, esta Instrucción localiza una Masa de agua muy modificada MAMCM02, que corresponde a la Zona I y Zona II del Port d'Alcúdia, una Masa de agua de tipo costera somera sedimentaria, MAMC07M3, una Masa de agua de tipo costera profunda rocosa, MAMC06M2, y una Masa de agua de tipo costera muy profunda, MAMCp02.

El arranque del trazado submarino del emisario y buena parte de éste transcurre dentro de la Masa de agua muy modificada MAMCM02, sin embargo, los últimos 200 m de recorrido del emisario submarino y, en consecuencia, el punto de vertido del mismo, se encuentran en la Masa de agua costera MAMC07M3.



No cabe duda de que, para valorar la características y efectos del vertido en función de los requisitos de calidad de la masa de agua a la que vierte, el tipo de masa de agua de referencia correspondiente sería el **AC-T24 Aguas costeras sedimentarias someras* (*Tipos mediterráneos insulares)**. Sin embargo, se da la circunstancia de que 3 de los 6 puntos de control de agua establecidos según las indicaciones del PVC (puntos 3, 6 y 7) se encuentran en la Masa de agua costera MAMC07M3, mientras que los otros 3 (puntos 1, 2 y 5) se sitúan dentro de la Masa de agua muy modificada MAMCM02. Esta masa de agua se corresponde con el tipo de masa de agua portuaria **AMP-T06 Aguas costeras mediterráneas de renovación alta**. Esta situación obligaría, a la hora de plantear la interpretación de los resultados obtenidos en esos puntos de muestreo, a atender por una parte a los indicadores, condiciones de referencia y límites de cambio de estado del tipo de aguas costeras de aplicación y por otro, al máximo potencial ecológico y límites de cambio de clase de potencial del tipo de agua muy modificada correspondiente.

Sin embargo, el apartado 2.2.2.3 Máximo potencial ecológico, del *Decreto-ley 1/2015* dice lo siguiente:

Para cada masa de agua artificial o muy modificada se establecen los valores de los indicadores correspondientes al máximo potencial ecológico.

Para establecer el máximo potencial ecológico se aplican los siguientes criterios:

a) Se utilizan, en la medida de lo posible, los mismos elementos de calidad que se establezcan para la categoría de aguas superficiales que más se parezca a la masa de agua artificial o muy modificada de que se trate.

b) Los valores de los indicadores de los elementos de calidad hidromorfológicos son los correspondientes a la situación resultante de aplicar todas las medidas mitigadoras posibles, una vez admitidas las alteraciones físicas identificadas en el proceso de designación.

c) Los valores de los indicadores de los elementos de calidad físico-químicos se basan en los del tipo que resulte más semejante, una vez asumidas las condiciones hidromorfológicas anteriores.

d) Los valores de los indicadores de los elementos de calidad biológicos se basan en los del tipo que resulte más semejante, una vez asumidas las condiciones hidromorfológicas y físico-químicas anteriores.

e) Los tipos en los que se basan los valores de los indicadores de los elementos de calidad físicoquímicos y biológicos pueden corresponder a masas de agua naturales o ser específicos de masas artificiales o muy modificadas.

De forma preliminar, los indicadores de los elementos de calidad fisicoquímicos y biológicos de las masas artificiales y muy modificadas son los mismos que para las masas naturales. De la misma manera, los valores de dichos indicadores correspondientes al máximo potencial ecológico son los establecidos como buen estado ecológico en las masas naturales.

Estos valores se podrán incorporar, adaptar y consolidar conforme a las nuevas disposiciones o a los nuevos avances científicos y técnicos que se produzcan en la identificación y utilización de dichos parámetros mediante Orden de la persona titular de la Consejería competente en materia de agua y previo informe favorable del Consejo Balear del Agua.

En consonancia con lo anterior, y teniendo en cuenta que la zona de la masa de agua muy modificada donde se encuentran los puntos de muestreo es contigua y continua con la masa de agua costera, y que se encuentra por fuera de las estructuras de protección portuarias, para simplificar la interpretación de los resultados se propone aplicar solamente los indicadores y límites correspondientes al tipo de masa de agua costera **AC-T24 Aguas costeras sedimentarias someras* (* Tipos mediterráneos insulares)**, en el caso de aquellos parámetros considerados en esta normativa. Para otros parámetros no incluidos en ella se recurrirá a otras normativas y disposiciones, o a referencias bibliográficas y a la comparación de valores a lo largo del espacio y del tiempo, como indica el PVC. Proceder de esta manera no supone actuar con permisividad, por cuanto los requisitos de calidad exigidos en las masas de agua costeras son superiores a los exigidos a las masas de agua muy modificada.

CRITERIOS DE INTERPRETACIÓN.

La salinidad es el parámetro que determina el carácter marino del agua. En la práctica, la salinidad se valora midiendo la conductividad eléctrica del agua, y en el contexto del Mediterráneo varía entre 36,3 psu y 39,1psu, en aguas abiertas y en sentido oeste-este. En las zonas neríticas y costeras se alcanzan fácilmente salinidades algo mayores durante la época de máxima evaporación. Cualquier desviación de este intervalo supondrá un estrés para los organismos marinos, así como puede permitir detectar entradas de otros tipos de agua al sistema (torrentes, vertidos tierra mar), que a su vez pueden constituir importantes aportaciones de nutrientes.

El agua de mar está bien tamponada, por lo que el pH es uno de los parámetros más conservativos que presenta, situándose entre 8,2 y 8,3. Cualquier desviación de este intervalo señala influencias externas importantes.

Visibilidad del disco de Secchi: La transparencia del agua, la turbidez y la concentración de sólidos en suspensión son parámetros directamente relacionados. Dependen del material particulado y coloide no soluble que se encuentra en suspensión en el agua, ya sea materia orgánica o mineral. Su incidencia sobre la luz que llega al fondo es capital.

En la decisión L232/14, 2.9.2010 de la CE se define el Indicador 5.2.2 como “Transparencia del agua relacionada con el aumento de algas en suspensión, cuando sea relevante”. Teóricamente, la transparencia de la columna de agua depende de la concentración de sustancias coloreadas disueltas capaces de absorber luz y de la cantidad de células fitoplanctónicas pigmentadas en suspensión. Las primeras son sobre todo sustancias orgánicas que suelen ser alóctonas y sólo presentes por tanto en aguas costeras afectadas por la descarga de ríos y arroyos. En el resto de aguas marinas, la transparencia del agua depende de la concentración de células de fitoplancton y de su contenido en clorofila *a* y otros pigmentos.

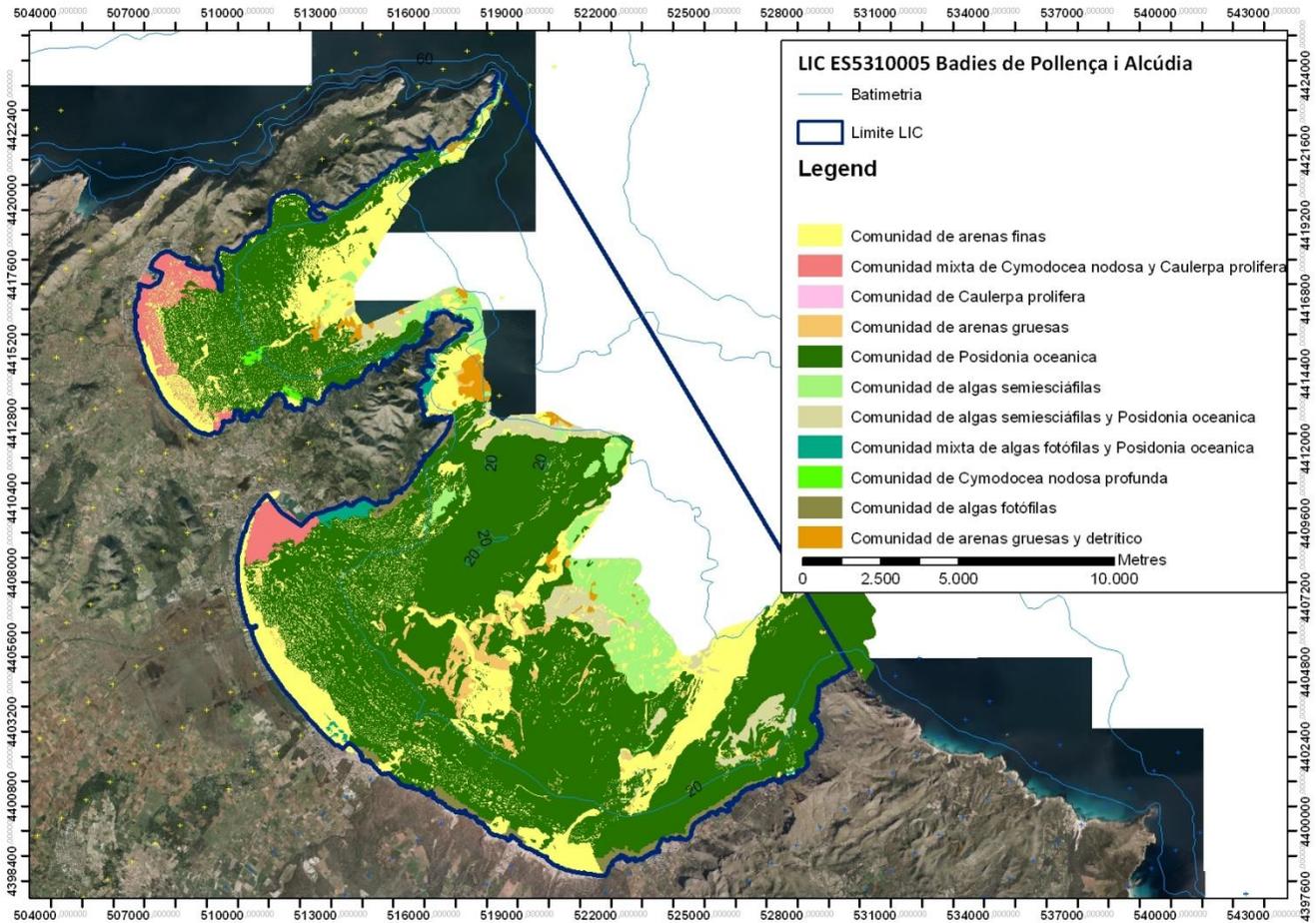
Dada la inexistencia de ríos y la escasa incidencia de las descargas fluvio-torrenciales en Baleares, es probable que la concentración de clorofila en la columna de agua sea el único factor que determine de manera natural la transparencia en las aguas marinas.

La profundidad a la que el disco de *Secchi* (disco circular blanco que es bajado lentamente desde superficie hacia el fondo) deja de ser visible desde la cubierta del barco es una estimación indirecta de la transparencia, que sin embargo proporciona información eficaz sobre esta propiedad de la columna de agua. Según se asume normalmente, la profundidad de visión del disco de *Secchi* equivale a la profundidad a la que llega el 18% de la luz incidente en superficie y algo más del doble de la profundidad del disco de *Secchi* equivale a la profundidad a la que llega aproximadamente el 1%, que se toma como el límite inferior de la capa eufótica (zona de la columna de agua a la que llega cantidad de luz suficiente para que se produzca la fotosíntesis).

Por lo general, las praderas de angiospermas marinas necesitan para sobrevivir que les llegue al menos un 11% de la luz incidente en la superficie (Duarte, 1991). En la Badia d'Alcúdia las praderas de fanerógamas marinas se extienden hasta una profundidad de -36 m, según la cartografía bionómica bentónica oficial del LIC ES5310005 Badies de Pollença i Alcúdia. Eso significa que las praderas situadas a esa profundidad o a una profundidad menor reciben el 11% de la luz incidente o más. Haciendo una correlación lineal, eso equivale aproximadamente a 1,6 veces la profundidad de visión del disco de *Secchi*. Para el caso concreto mencionado de la Badia d'Alcúdia, con praderas que llegan hasta los -36 m, significaría que es necesaria una profundidad de visión del disco de *Secchi* de unos 23 m.

En la zona de estudio la profundidad existente es mucho menor, entre 0 m y -15 m, por lo que habitualmente el disco de *Secchi* llega al fondo sin dejar de verse, lo que garantiza una iluminación del fondo suficiente para la vida de las fanerógamas. En caso que la profundidad de visión del disco de *Secchi* llegue a ser menor que la profundidad del punto, eso querrá decir que las condiciones de

transparencia en ese momento no son compatibles con la vida de las fanerógamas, las cuales desaparecerían si esas condiciones fueran permanentes.



Distribución de los tipos de fondo, entre ellos praderas de fanerógamas marinas, en el LIC ES5310005 Badies de Pollença i Alcúdia, mapa elaborado a partir de la cartografía oficial.

La *Instrucción de Planificación Hidrológica para la demarcación hidrográfica intracomunitaria de Las Illes Balears* (aprobada por el *Real Decreto-ley 1/2015*), establece los siguientes umbrales de cambio de clase, los cuales se adoptarán en este estudio:

Límite muy bueno/bueno: 15 m

Límite bueno/ moderado: 12 m

Saturación de Oxígeno: El oxígeno disuelto en el agua es consecuencia del intercambio en la interfase aire-agua (por difusión y por turbulencia) y de los procesos vitales que se desarrollan en ella (fotosíntesis, respiración, oxido-reducción). Tanto la concentración de O₂ como su grado de saturación son siempre altos en el medio marino no perturbado.

Ambos parámetros son expresiones de una misma realidad, que es la disponibilidad de oxígeno en el agua. El porcentaje de saturación, consistente en la relación del contenido real en oxígeno con respecto a la concentración potencial en unas condiciones determinadas, expresada en tanto por ciento, refleja mejor el funcionamiento del sistema, puesto que sus valores ya han sido corregidos con respecto a la influencia que salinidad y temperatura ejercen en la solubilidad del oxígeno (a mayores salinidad y temperatura menor es la solubilidad del oxígeno en el agua). A una salinidad dada, la temperatura es uno de los factores que determina la solubilidad del oxígeno en el agua, pero hay otros factores a los que ésta está ligada, como la actividad fotosintética y respiratoria de los organismos y la presencia de materia orgánica susceptible de ser oxidada. El oxígeno es producido durante la fotosíntesis y se consume por respiración y por una intensa actividad bacteriana. La difusión del oxígeno desde la atmósfera es muy lenta y aumenta si hay turbulencia, siendo por tanto los seres fotosintéticos los que aportan el mayor grado de este gas al agua de mar.

En el RD 734/88 de 1 de julio relativo a la calidad de aguas de baño se establece un valor guía para la saturación de oxígeno de entre 80% y 120% de O₂. Esta normativa quedó derogada por el actual RD 1341/2007 de 11 de octubre, sobre la gestión de la calidad de las aguas de baño, en el que no se propone un valor guía para el oxígeno. Atendiendo al principio de precaución se decide mantener un valor límite de 80% para este parámetro. La consideración de situación alterada se entenderá cuando en la toma de mediadas a lo largo de la columna de agua los registros de menos del 80% de saturación de oxígeno representan el 50% o más de las medidas practicadas.

La *Instrucción de Planificación Hidrológica para la demarcación hidrográfica intracomunitaria de Las Illes Balears* (aprobada por el *Real Decreto-ley 1/2015*), establece los siguientes umbrales de cambio de clase, los cuales se adoptarán en este estudio:

Límite muy bueno/bueno: 6 mg/l

Límite bueno/ moderado: 4,5 mg/l

Concentración de sales nutrientes: La importancia de los compuestos de nitrógeno y fósforo en estado disuelto en el agua de mar, estriba en el papel que desempeñan estos compuestos como nutrientes limitantes del crecimiento de los vegetales, del fitoplancton principalmente y también del fitobentos. En la presencia de los compuestos de nitrógeno intervienen los fenómenos que integran el ciclo del nitrógeno entre agua-organismos-sedimento-atmósfera. En el caso del fósforo el ciclo es más corto: agua-organismos-sedimento. En todos los casos, pueden superponerse a los distintos ciclos los aportes exteriores al medio.

Tanto el *Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental*, como la *Instrucción de Planificación Hidrológica para la demarcación hidrográfica intracomunitaria de Las Illes Balears* (aprobada por el *Real Decreto-ley 1/2015*), establecen como indicador del elemento de calidad ambiental *nutrientes* las concentraciones de nitrato y fosfato, para campo medio (a más de 200 m de la costa), para el Tipo de Aguas Costeras **AC-T24 Aguas costeras sedimentarias someras* (* Tipos mediterráneos insulares)**, los siguientes límites de clase de estado ecológico:

TIPOS AGUAS COSTERAS	INDICADOR	UNIDADES	VALOR ABSOLUTO	Indicadores biológicos e hidromorfológicos: RCE Indicadores químicos y biológicos (ChIA): CONCENTRACIÓN			
			Condición de referencia/ Condición específica del tipo	Límite muy bueno/ bueno	Límite bueno/ moderado	Límite moderado/ deficiente	Límite deficiente/ malo
AC-T24	Nitratos	$\mu\text{mol NO}_3/\text{L}$		0,90 (CM)	1,00 (CM)		
AC-T24	Fosfatos	$\mu\text{mol PO}_4/\text{L}$		0,3 (CM)	0,4 (CM)		

Concentración de clorofila α : La concentración de clorofila α como indicador para estimar el estado ecológico de una masa de agua presenta numerosas ventajas: es una variable integradora de las características fisicoquímicas del agua, en particular de las concentraciones de los nutrientes, a la vez que constituye una medida de la biomasa del fitoplancton y de su capacidad de producción. En consecuencia, es un buen indicador del estado trófico. La concentración de clorofila α es el principal factor limitante de la penetración de la luz hacia los niveles inferiores de la columna de agua y, por lo tanto, con un efecto muy directo sobre las comunidades de los fotosintetizadores bentónicos.

En el contexto de aplicación de la Directiva Marco del Agua (DIRECTIVA 2000/60/CE), en la Demarcación Hidrográfica de las Illes Balears se ha hecho un intento de establecer una métrica para definir el estado ecológico de las masas de agua superficial costera a partir de la concentración de clorofila α (PUIGSERVER y MOYÀ, 2010).

La clasificación del estado ecológico a partir de la concentración de clorofila α asume una relación lineal entre ésta y los diferentes estados definidos (Devlin *et al.*, 2007). Se han adoptado como valores de referencia para el estado ecológico muy bueno las concentraciones consideradas como condiciones naturales registradas en las estaciones de muestreo del Parc Nacional de l'Arxipèlag de Cabrera, concretamente a las estaciones de muestreo de referencia de S'Olla y Cala Santa Maria. El cálculo del límite inferior se ha realizado añadiendo el 50% al valor promedio de estos valores de referencia, considerando que este aumento se puede dar en condiciones naturales sin que implique presiones de origen antrópico. La mitad de este valor se suma después a cada límite para obtener el siguiente.

Finalmente, tanto el *Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental*, como la *Instrucción de Planificación Hidrológica para la demarcación hidrográfica intracomunitaria de Las Illes Balears* (aprobada por el *Real Decreto-ley 1/2015*), establecen como indicador del elemento de calidad ambiental *fitoplancton* la concentración de clorofila α , para campo medio (a más de 200 m de la costa), para el Tipo de Aguas Costeras **AC-T24 Aguas costeras sedimentarias someras*** (* Tipos mediterráneos insulares), los siguientes límites de clase de estado ecológico:

TIPOS AGUAS COSTERAS	INDICADOR	UNIDADES	VALOR ABSOLUTO	Indicadores biológicos e hidromorfológicos: RCE Indicadores químicos y biológicos (ChIA): CONCENTRACIÓN			
			Condición de referencia/ Condición específica del tipo	Límite muy bueno/ bueno	Límite bueno/ moderado	Límite moderado/ deficiente	Límite deficiente/ malo
AC-T24	Chl-a	µg/L	0,6	0,75	1,20		

Calidad microbiológica: A pesar de que no existe ninguna zona de baño oficialmente declarada próxima a la zona de influencia del vertido (NAYADE, Sistema Nacional de Información de Aguas de Baño), en los PVC se incluyen siempre analíticas microbiológicas de contaminación fecal. Para la interpretación de los resultados de estas analíticas se puede recurrir a la el *Real Decreto 1341/2007, de 11 de octubre, sobre la gestión de la calidad de las aguas de baño*. Esta disposición establece los umbrales para los parámetros recuento de unidades formadoras de colonias de *Escherichia coli* en 100 ml, y recuento de unidades formadoras de colonias de Enterococos intestinales en 100 ml, según los cuales un agua de baño se considera apta o no, y dentro de su aptitud, se le asigna una categoría, según lo establecido en la siguiente tabla.

		<i>Escherichia coli</i>	Enterococs intestinals
		ufc/100ml	ufc/100ml
Real Decreto 1341/2007	Suficiente**	500	185
	Buena*	500	200
	Excelente*	250	100

*percentil 95 (porcentaje mínimo de muestras que han de ser inferiores al valor correspondiente)
**percentil 90 (porcentaje mínimo de muestras que han de ser inferiores al valor correspondiente)

Fitoplancton: El fitoplancton es el conjunto de algas microscópicas que viven suspendidas en el agua, responsables de buena parte de la producción primaria y de oxígeno en el mar. Su composición y densidad está relacionada con factores físico-químicos, y varía a lo largo del año a medida que cambian las condiciones ambientales. A escala humana, el plancton se puede contemplar más como un proceso, mientras que el bentos es más apreciable como una estructura. La densidad del fitoplancton suele ser mayor cerca de la costa debido al aporte de nutrientes de origen continental. En zonas litorales más cerradas, donde a menudo se producen acumulaciones de materia orgánica y nutrientes, es posible que tengan lugar proliferaciones masivas de fitoplancton, favorecidas por condiciones de poca renovación, temperaturas elevadas y estabilidad en la columna de agua.

En el *Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental* se establece como indicador del elemento de calidad ambiental fitoplancton las *Floraciones planctónicas, o blooms*, definido como el porcentaje de muestras donde un taxón cualquiera supera el umbral de abundancia. Sin embargo, este índice no se aplica a los tipos de aguas costeras mediterráneas, mediterráneas

insulares y concretamente, baleares. Por tal motivo, la interpretación de este indicador se deberá basar en otras consideraciones técnicas.

Debido a la complejidad de funcionamiento de las comunidades fitoplanctónicas, no existe un solo indicador válido para definir el estado ecológico de una masa de agua. En el contexto de aplicación de la Directiva Marco del Agua (DIRECTIVA 2000/60/CE), en la Demarcación Hidrográfica de las Illes Balears se han buscado posibles indicadores del estado ecológico de las aguas, poniendo especial interés en la abundancia celular fitoplanctónica total y en la composición general del fitoplancton, haciendo énfasis en grupos funcionales y especies concretas, sean tóxicas o no. Se considerarán dos índices diferentes, que responde a diferentes formas de alteración de las condiciones ecológicas y, por lo tanto, tienen que tenerse ambos en cuenta. Estos índices serán los aplicados en el presente plan de vigilancia ambiental.

Índice de Abundancia Total (AbTot I): incluye los datos de la abundancia celular total y de cada una de las especies o géneros contabilizados de forma separada. En cuanto a la abundancia celular total, el valor considerado indicador de proliferación fitoplanctónica ha sido establecido en $>10^7$ cél/l siguiendo el mismo criterio que DEVLIN *et al.* (2007). En cuanto a los géneros y especies, cada taxón se clasifica como de tamaño pequeño o grande, si sus dimensiones son menores o mayores a $20\mu\text{m}$ (Tabla 1). Para la valoración de la abundancia se ha seguido el mismo criterio que SOUDANT y BELIN (2008). El taxón se ha definido en estado de *bloom* si la concentración celular es igual o superior a 250 cél/ml en el caso de células pequeñas y superior o igual a 100 cél/ml en el caso de las células grandes.

Índice de especies potencialmente tóxicas o formadoras de proliferaciones (HAB I): incluye las abundancias celulares de las especies potencialmente tóxicas o formadoras de proliferaciones (Tabla 1). El valor umbral general para considerar una especie en estado de *bloom* se ha situado en $>10^4$ cél/l, basándolo en las abundancias celulares que se han medido en proliferaciones en el Mediterráneo (VILA *et al.*, 2001). En el caso de *Dinophysis* spp., por el hecho de tratarse de unas células de grandes dimensiones, el valor umbral utilizado es de $>5 \cdot 10^3$ cél/l. En el caso del grupo *Karlodinium*, que incluye varias especies de tamaño pequeño, se ha utilizado el mismo valor umbral que para las otras células pequeñas, esto es $>2,5 \cdot 10^5$ cél/l. Finalmente, el valor umbral utilizado para *Pseudonitzschia* es $>2 \cdot 10^5$ cél/l (ANDERSON *et al.*, 2001).

Los criterios a seguir para interpretar los resultados de este indicador son los siguientes: cuando un descriptor tiene valor de *bloom* hace que toda la muestra se considere en estado de *bloom*.

Tabla 1 (PUIGSERVER y MOYÀ, 2010). (*)Taxones tóxicos según la IOC. (#) Taxones formadores de proliferaciones. Talla (1=pequeña, 2=grande):

	Talla	Índex
DINOPHYCEAE		FGr
<i>Akashiwo sanguinea</i> #	2	AbTot/HAB
<i>Alexandrium minutum</i> *	1	AbTot/HAB
<i>Alexandrium</i> sp. *	2	AbTot/HAB
<i>Amphidinium</i> cf. <i>flagellans</i>	1	AbTot
<i>Amphidinium lanceolatum</i>	2	AbTot
<i>Amphidinium</i> sp.	1	AbTot
<i>Ceratium concilians</i>	2	AbTot
<i>Ceratium euarquatatum</i>	2	AbTot
<i>Ceratium furca</i>	2	AbTot
<i>Ceratium fusus</i>	2	AbTot
<i>Ceratium pentagonum</i>	2	AbTot
<i>Ceratium</i> sp.	2	AbTot
<i>Ceratocorys armata</i>	2	AbTot
<i>Ceratocorys gourretii</i>	2	AbTot
<i>Ceratocorys horrida</i>	2	AbTot
<i>Corythodinium constrictum</i>	2	AbTot
<i>Corythodinium diploconus</i>	2	AbTot
<i>Corythodinium milneri</i>	2	AbTot
<i>Corythodinium tessellatum</i>	2	AbTot
<i>Corythodinium</i> sp.	2	AbTot
<i>Dinophysis</i> cf. <i>acuminata</i> *	2	AbTot/HAB
<i>Dinophysis acuta</i> *	2	AbTot/HAB
<i>Dinophysis caudata</i> *	2	AbTot/HAB
<i>Dinophysis doryphorum</i>	2	AbTot/HAB
<i>Dinophysis rapa</i> *	2	AbTot/HAB
<i>Dinophysis rotundata</i> *	2	AbTot/HAB
<i>Dinophysis sacculus</i> *	2	AbTot/HAB
<i>Dinophysis tripos</i> *	2	AbTot/HAB
<i>Dinophysis</i> sp.	2	AbTot
<i>Diplopsalis</i> sp.	2	AbTot
<i>Goniodoma polyedricum</i>	2	AbTot
<i>Gonyaulax digitalis</i>	2	AbTot
<i>Gonyaulax polygramma</i>	2	AbTot
<i>Gonyaulax spinifera</i>	2	AbTot
<i>Gonyaulax venior</i>	2	AbTot
<i>Gonyaulax</i> sp.	2	AbTot
<i>Gymnodinium abbreviatum</i>	2	AbTot
<i>Gymnodinium catenatum</i> *	2	AbTot/HAB
<i>Gymnodinium coeruleum</i>	2	AbTot
<i>Gymnodinium impudicum</i>	2	AbTot
<i>Gymnodinium semidivisum</i>	1	AbTot
<i>Gymnodinium</i> sp.	1	AbTot
<i>Gyrodinium fusus</i>	1	AbTot
<i>Gyrodinium spirale</i>	2	AbTot
<i>Gyrodinium</i> sp.	1/2	AbTot
<i>Heterocapsa pygmaea</i>	1	AbTot
<i>Karenia brevis</i> *	2	AbTot/HAB
<i>Karenia papilionacea</i> *	2	AbTot/HAB

	Talla	Índex
DINOPHYCEAE		
<i>Karenia mikimotoi</i> *	1	AbTot/HAB
<i>Karenia</i> sp. *	2	AbTot/HAB
<i>Gyrodinium estuariale</i>	1	AbTot
<i>Karlodinium</i> grup *	1	AbTot/HAB
<i>Katodinium glaucum</i> #	1	AbTot/HAB
<i>Kofooidinium velleloides</i>	2	AbTot
<i>Lingulodinium polyedra</i>	2	AbTot
<i>Ostreopsis lenticularis</i> *	2	AbTot/HAB
<i>Ostreopsis ovata</i> *	2	AbTot/HAB
<i>Ostreopsis siamensis</i> *	2	AbTot/HAB
<i>Ostreopsis</i> sp. *	2	AbTot/HAB
<i>Ornithocercus magnificus</i>	2	AbTot
<i>Oxytosum elegans</i>	2	AbTot
<i>Oxytosum mediterraneum</i>	1	AbTot
<i>Oxytoxum milneri</i>	2	AbTot
<i>Oxytosum sceptrum</i>	2	AbTot
<i>Oxytosum scolopax</i>	2	AbTot
<i>Oxytosum variabile</i>	1	AbTot
<i>Oxytosum viride</i>	1	AbTot
<i>Oxytosum</i> spp.	2	AbTot
<i>Podolampas bipes</i>	2	AbTot
<i>Podolampas palmipes</i>	2	AbTot
<i>Podolampas spinifer</i>	2	AbTot
<i>Pronoctiluca acuta</i>	2	AbTot
<i>Pronoctiluca spinifera</i>	2	AbTot
<i>Prorocentrum balticum</i> #	1	AbTot/HAB
<i>Prorocentrum compressum</i>	2	AbTot
<i>Prorocentrum emarginatum</i> *	2	AbTot/HAB
<i>Prorocentrum gibbosum</i>	2	AbTot
<i>Prorocentrum gracile</i>	2	AbTot
<i>Prorocentrum lima</i> *	2	AbTot/HAB
<i>Prorocentrum micans</i>	2	AbTot
<i>Prorocentrum minimum</i> *	1	AbTot/HAB
<i>Prorocentrum scutellum</i>	2	AbTot
<i>Prorocentrum</i> sp.	2	AbTot
<i>Protopteridinium</i> sp.	2	AbTot
<i>Pseliodinium vaubanii</i>	2	AbTot
<i>Pyrocystis robusta</i>	2	AbTot
<i>Pyrocystis</i> sp.	2	AbTot
<i>Pyrophacus steinii</i>	2	AbTot
<i>Pyrophacus</i> sp.	2	AbTot
<i>Scrippsiella trochoidea</i>	2	AbTot
<i>Scrippsiella</i> sp.	2	AbTot
<i>Spatulodinium pseudonocutiluca</i>	2	AbTot
<i>Takayama pulchella</i>	1	AbTot
<i>Torodinium robustum</i>	2	AbTot
<i>Warnowia</i> sp.	2	AbTot

Tabla 1 (continuación):

	Talla	Índex
BACILLARIOPHYCEAE		FGr
CENTRALS		
<i>Asteromphalus flabellatus</i>	2	AbTot
<i>Bacteriastrum delicatulum</i>	2	AbTot
<i>Bacteriastrum furcatum</i>	2	AbTot
<i>Bacteriastrum</i> sp.	2	AbTot
<i>Cerataulina dentata</i>	2	AbTot
<i>Cerataulina pelagica</i>	2	AbTot
<i>Coscinodiscus</i> sp.	2	AbTot
<i>Cymatosira lorenziana</i>	2	AbTot
<i>Chaetoceros dadayi</i>	2	AbTot
<i>Chaetoceros peruvianus</i>	2	AbTot
<i>Chaetoceros</i> sp.	2	AbTot
<i>Dactyliosolen blavyanus</i>	2	AbTot
<i>Dactyliosolen fragilissimus</i>	2	AbTot
<i>Dactyliosolen phuketensis</i>	2	AbTot
<i>Detonula pumila</i>	2	AbTot
<i>Ditylum brightwelli</i>	2	AbTot
<i>Eucampia zodiacus</i>	2	AbTot
<i>Eucampia</i> sp.	2	AbTot
<i>Guinardia delicatula</i>	2	AbTot
<i>Guinardia flaccida</i>	2	AbTot
<i>Guinardia striata</i>	2	AbTot
<i>Hemiaulus hauckii</i>	2	AbTot
<i>Hemiaulus sinensis</i>	2	AbTot
<i>Lauderia annulata</i>	2	AbTot
<i>Lauderia</i> sp.	2	AbTot
<i>Lennoxia faveolata</i>	1	AbTot
<i>Leptocylindrum mediterraneus</i>	2	AbTot
<i>Leptocylindrum minimus</i>	2	AbTot
<i>Lithodesmium</i> sp.	2	AbTot
<i>Minidiscus triocellatus</i>	1	AbTot
<i>Minidiscus</i> sp.	1	AbTot
<i>Neocalyptrella robusta</i>	2	AbTot
<i>Planktoniella</i> sp.	2	AbTot
<i>Pseudosolenia calcar-avis</i>	2	AbTot
<i>Proboscia alata</i>	2	AbTot
<i>Rhizosolenia acicularis</i>	2	AbTot
<i>Rhizosolenia clevei</i>	2	AbTot
<i>Rhizosolenia hebetata</i>	2	AbTot
<i>Rhizosolenia imbricata</i>	2	AbTot
<i>Rhizosolenia setigera</i>	2	AbTot
<i>Rhizosolenia striata</i>	2	AbTot
<i>Rhizosolenia</i> sp.	2	AbTot
<i>Skeletonema costatum</i>	2	AbTot
<i>Thalassiosira</i> sp.	2	AbTot
<i>Triceratium alternans</i>	2	AbTot
<i>Triceratium</i> sp.	2	AbTot

Tabla 1 (continuación):

	Talla	Índex
BACILLARIOPHYCEAE		
PENNALS		
<i>Amphora</i> sp.	2	AbTot
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	2	AbTot
<i>Bacillaria paxillifer</i>	2	AbTot
<i>Cocconeis scutellum</i>	2	AbTot
<i>Cylindrotheca closterium</i>	1/2	AbTot
<i>Diploneis bombus</i>	2	AbTot
<i>Diploneis</i> cf. <i>smithii</i>	2	AbTot
<i>Diploneis</i> sp.	2	AbTot
<i>Fragilariopsis</i> sp.	2	AbTot
<i>Grammatophora oceanica</i>	2	AbTot
<i>Grammatophora</i> sp.	2	AbTot
<i>Haslea wawrikan</i>	2	AbTot
<i>Licmophora</i> spp.	2	AbTot
<i>Lioloma pacificum</i>	2	AbTot
<i>Navicula</i> sp.	1/2	AbTot
<i>Nitzschia punctata</i>	2	AbTot
<i>Nitzschia spathulata</i>	2	AbTot
<i>Nitzschia</i> sp.	1/2	AbTot
<i>Orthonais</i> sp.	2	AbTot
<i>Pinnularia</i> sp.	2	AbTot
<i>Plagiotropis lepidoptera</i>	2	AbTot
<i>Pleurosigma</i> sp.	2	AbTot
<i>Podocystis</i> sp.	2	AbTot
<i>Pseudonitzschia</i> gr. <i>delicatissima</i>	2	AbTot/HAB
<i>Pseudonitzschia</i> gr. <i>seriata</i> *	2	AbTot/HAB
<i>Rhabdonema adriaticum</i>	2	AbTot
<i>Striatella unipunctata</i>	2	AbTot
<i>Surirella</i> sp.	2	AbTot
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	2	AbTot
<i>Thalassionema</i> sp.	2	AbTot
<i>Thalassiohypha hyalina</i>	2	AbTot
<i>Thalassiothrix</i> sp.	2	AbTot
<i>Toxarium undulatum</i>	2	AbTot
ALTRES :		
EUGLENOPHYCEAE	2	Eu
<i>Tetraselmis</i> sp.	1	AbTot
<i>Pyramimonas</i> sp.	1	AbTot
<i>Plagioselmis prolonga</i>	1	AbTot
Cryptophyceae	1	AbTot
<i>Dictyocha fibula</i>	2	AbTot
<i>Dictyocha speculum</i>	2	AbTot
PRYMNESIOPHYCEAE		FGr
<i>Chrysochromulina</i> sp.	1	
<i>Phaeocystis</i> sp. *	1	
Flagel·lats-PRYMNESIOPH.		FGr
DINOPH. +PRASINOPH. +CRYPTOPH.		Eu

Tabla 1 (continuación):

2.3. RESULTADOS DE LA EVALUACIÓN DEL ESTADO DE LA COLUMNA DE AGUA.

La campaña oceanográfica de toma de medidas y muestras en la columna de agua se desarrolló el día 18 de noviembre de 2015.

En las siguientes tablas se presentan los resultados obtenidos en las mediciones *in situ* de parámetros oceanográficos en los perfiles realizados a lo largo de la columna de agua, en los diferentes puntos de muestreo exigidos en el PVC.

Punto 1.		X 512442		Y 4409359		Secchi > 3,5m	
Prof. (m)	Temp.[°C]	pH	Sal.[psu]	D.O.[%]	D.O.[mg/L]	Turb.(FNU)	
0	19,27	8,08	37,51	96,62	5,97	1,8	
1	19,16	8,18	38,22	98,31	6,12	0,5	
2	19,14	8,20	38,23	100,01	6,26	0,7	
3	19,16	8,22	38,27	101,70	6,26	3,8	

Punto 2.		X 512947		Y 4409522		Secchi > 2m	
Prof. (m)	Temp.[°C]	pH	Sal.[psu]	D.O.[%]	D.O.[mg/L]	Turb.(FNU)	
0	19,23	8,24	37,98	91,73	7,80	1,2	
1	19,15	8,25	38,04	106,79	7,80	0,3	
2	19,19	8,28	38,05	106,79	7,63	2,8	

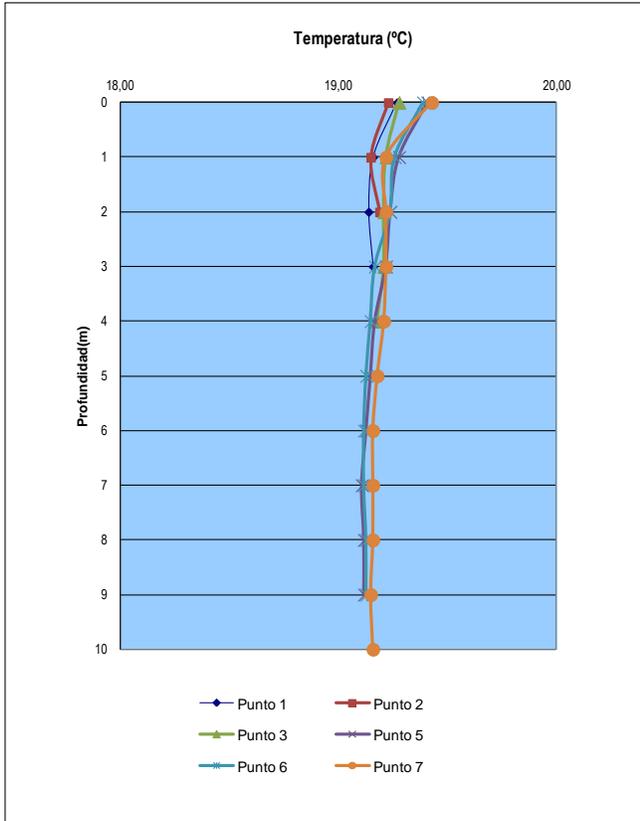
Punto 3.		X 512039		Y 4409100		Secchi > 4,3m	
Prof. (m)	Temp.[°C]	pH	Sal.[psu]	D.O.[%]	D.O.[mg/L]	Turb.(FNU)	
0	19,28	8,25	37,90	110,18	6,84	1,4	
1	19,22	8,26	38,08	110,18	6,84	0,4	
2	19,21	8,26	38,11	110,18	6,84	0,3	
3	19,21	8,26	38,14	111,87	6,99	0,4	
4	19,18	8,26	38,14	113,57	6,99	4,1	

Punto 5.		X 512821		Y 4409081		Secchi > 9,5m	
Prof. (m)	Temp.[°C]	pH	Sal.[psu]	D.O.[%]	D.O.[mg/L]	Turb.FNU	
0	19,41	8,26	37,92	100,01	6,26	1,9	
1	19,28	8,26	38,10	101,70	6,26	0,3	
2	19,24	8,26	38,14	101,70	6,26	0,2	
3	19,22	8,26	38,16	101,70	6,26	0,3	
4	19,17	8,27	38,17	103,40	6,41	0,3	
5	19,15	8,27	38,17	103,40	6,41	0,3	
6	19,13	8,27	38,18	105,09	6,55	0,4	
7	19,11	8,27	38,18	106,79	6,55	0,5	
8	19,12	8,27	38,17	106,79	6,70	0,3	
9	19,12	8,28	38,19	108,48	6,70	3,6	

Punto 6. X 513148		Y 4409047		Secchi > 9,1m		
Prof. (m)	Temp.[°C]	pH	Sal.[psu]	D.O.[%]	D.O.[mg/L]	Turb.(FNU)
0	19,39	8,25	37,98	96,62	5,97	0,2
1	19,26	8,26	38,02	98,31	6,12	0,3
2	19,24	8,26	38,10	96,62	5,97	0,2
3	19,17	8,26	38,12	98,31	6,12	0,4
4	19,15	8,26	38,14	98,31	6,12	0,6
5	19,13	8,26	38,14	100,01	6,12	0,5
6	19,12	8,26	38,16	100,01	6,26	0,4
7	19,12	8,26	38,15	101,70	6,26	0,5
8	19,13	8,26	38,15	101,70	6,26	0,5
9	19,13	8,27	38,16	103,40	6,41	2,3

Punto 7. X 512806		Y 4408835		Secchi > 10,2m		
Prof. (m)	Temp.[°C]	pH	Sal.[psu]	D.O.[%]	D.O.[mg/L]	Turb.(FNU)
0	19,43	8,27	37,88	94,92	5,82	0,2
1	19,22	8,27	38,07	94,92	5,82	0,3
2	19,22	8,27	38,08	94,92	5,82	0,4
3	19,22	8,26	38,11	94,92	5,82	0,4
4	19,21	8,26	38,13	94,92	5,97	0,4
5	19,18	8,26	38,13	96,61	5,97	0,2
6	19,16	8,27	38,13	96,61	5,97	0,3
7	19,16	8,26	38,15	98,31	6,12	0,3
8	19,16	8,27	38,15	98,31	6,12	0,4
9	19,15	8,27	38,15	100,00	6,26	0,7
10	19,16	8,27	38,15	101,69	6,26	0,5

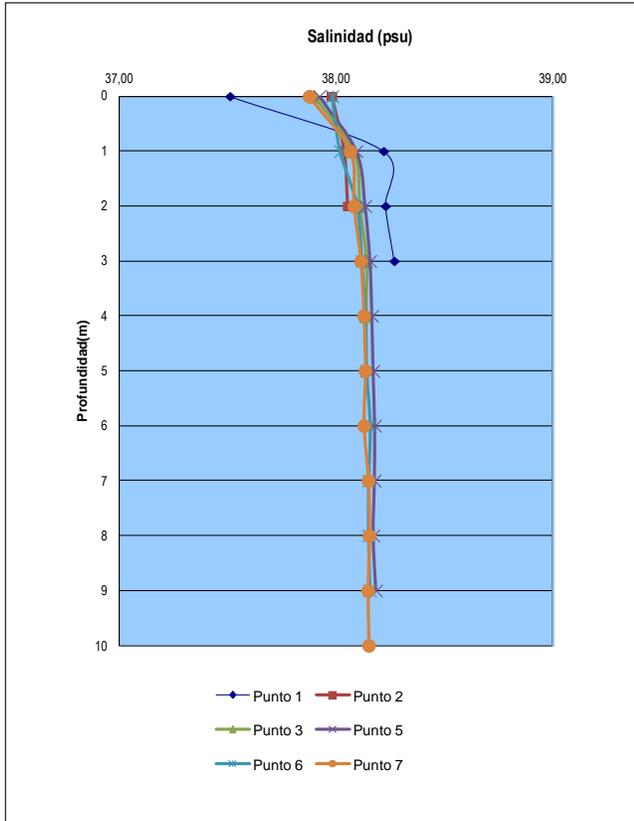
El parámetro temperatura del agua ha mostrado una homogeneidad muy acusada entre los diferentes puntos, los cuales han presentado el mismo patrón, y con todos los valores comprendidos entre 19,11°C y 19,43°C. Los valores superiores en superficie registrados en todos los puntos son atribuibles al calentamiento instantáneo producido por la radiación solar. También se puede observar que los puntos más litorales tienen a lo largo de la columna de agua valores de temperatura menores que los puntos más alejados. La razón de esta distribución puede deberse a que la masa de agua menos profunda es más susceptible de enfriarse por el efecto de la temperatura atmosférica durante las noches.



Prof. (m)	Temperatura (°C)					
	Punto 1	Punto 2	Punto 3	Punto 5	Punto 6	Punto 7
0	19,27	19,23	19,28	19,41	19,39	19,43
1	19,16	19,15	19,22	19,28	19,26	19,22
2	19,14	19,19	19,21	19,24	19,24	19,22
3	19,16		19,21	19,22	19,17	19,22
4			19,18	19,17	19,15	19,21
5				19,15	19,13	19,18
6				19,13	19,12	19,16
7				19,11	19,12	19,16
8				19,12	19,13	19,16
9				19,12	19,13	19,15
10						19,16

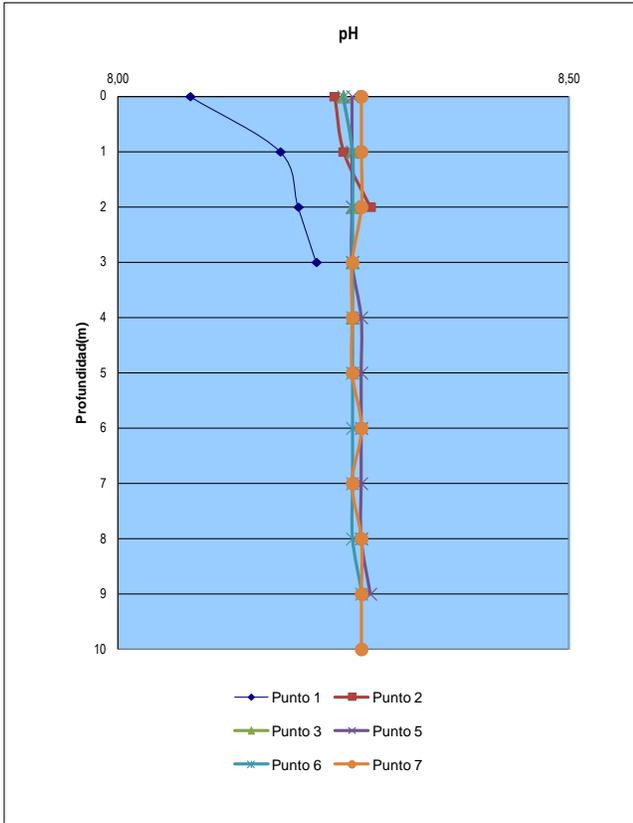
De manera similar al caso de la temperatura, la salinidad también ha mostrado una elevada homogeneidad, tanto a lo largo de la columna de agua como entre los diferentes puntos de muestreo. Se ha de destacar, sin embargo, la excepción que constituye el punto 1, el cual corresponde con el arranque del tramo submarino del emisario. En este punto, la salinidad medida en superficie fue sensiblemente menor que el resto de medidas, tanto en este punto como en los demás. Esto ha de ser debido a la influencia de un aporte de agua dulce desde tierra, ya sea agua de escorrentía o subterránea, ya sea una posible fuga de agua de vertido en este punto, la cual diluiría el agua marina en superficie y en un entorno muy inmediato, puesto que a 1 m de profundidad este efecto ya no es apreciable.

Entitat inscrita en el Registre Mercantil de Balears, foli 69, tom 1.201 de Societats, full PM. 18.297, inscripció 1ª. CIF B-07691454
 CBBA SL, posseeix un sistema de gestió integrat de qualitat i ambiental certificat conforme ISO 9001:2008 i ISO 14001:2004. CBBA SL és membre associat a FELAB i EUROLAB



Prof. (m)	Salinidad (psu)					
	Punto 1	Punto 2	Punto 3	Punto 5	Punto 6	Punto 7
0	37,51	37,98	37,90	37,92	37,98	37,88
1	38,22	38,04	38,08	38,10	38,02	38,07
2	38,23	38,05	38,11	38,14	38,10	38,08
3	38,27		38,14	38,16	38,12	38,11
4			38,14	38,17	38,14	38,13
5				38,17	38,14	38,13
6				38,18	38,16	38,13
7				38,18	38,15	38,15
8				38,17	38,15	38,15
9				38,19	38,16	38,15
10						38,15

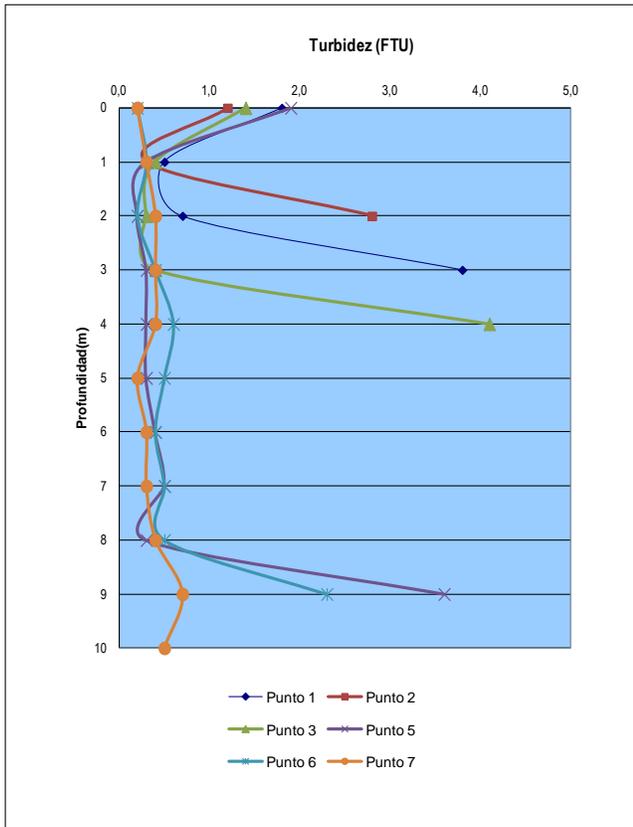
El patró descrit per a la salinitat se reproduïx en el cas del pH. Mentre que en els perfils corresponents als altres punts de mostreig els valors són molt homogènics, al punt 1 els valors mesurats són significativament inferiors als dels altres punts. El pH de l'aigua marina és molt estable i difícilment es desvia, llevat que ocorran fenòmens relacionats amb aportaments terrestres.



Prof. (m)	pH					
	Punto 1	Punto 2	Punto 3	Punto 5	Punto 6	Punto 7
0	8,08	8,24	8,25	8,26	8,25	8,27
1	8,18	8,25	8,26	8,26	8,26	8,27
2	8,20	8,28	8,26	8,26	8,26	8,27
3	8,22		8,26	8,26	8,26	8,26
4			8,26	8,27	8,26	8,26
5				8,27	8,26	8,26
6				8,27	8,26	8,27
7				8,27	8,26	8,26
8				8,27	8,26	8,27
9				8,28	8,27	8,27
10						8,27

Los perfiles de turbidez, con diferencia, son el parámetro que ha registrado resultados más difíciles de interpretar. Por una parte, casi todos los perfiles (1, 2, 3, 5 y 6) han presentado un valor en la mayor profundidad mucho mayor que el resto. En la jornada en que se procedió al muestreo el mar estaba en absoluta calma, por lo que la resuspensión de sedimento como consecuencia del oleaje no es una explicación válida. Es más probable que sea debido a una acumulación de sólidos en suspensión cerca del fondo, aportados por la pluma del vertido, una vez éstos han culminado su ascenso y empiezan su sedimentación. Por otra parte, se aprecian también valores de turbidez altos en muchos de los puntos (1, 2, 3 y 5). A lo largo de los perfiles se han registrado fluctuaciones en la turbidez en un mismo punto de muestreo, que son más patentes cuanto mayor es la profundidad del punto.

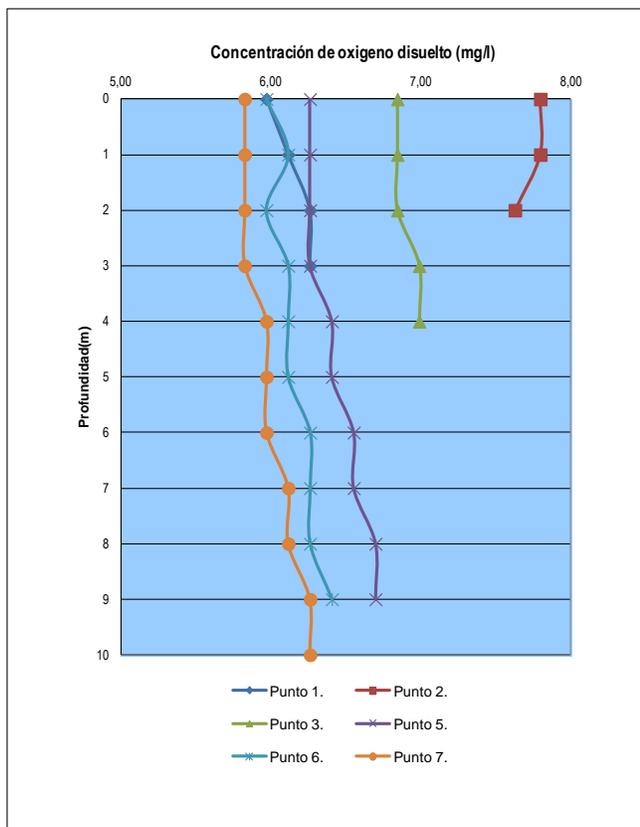
En cualquier caso, hay que tener en cuenta que el muestreo corresponde a la zona de dilución de un vertido de densidad muy inferior a la del medio receptor, y una carga de sólidos mucho mayor. La dilución no tiene por qué producirse de manera totalmente homogénea, y para todos los parámetros por igual, y puede estar influida por fluctuaciones en el caudal y por efecto de las corrientes marinas. En consecuencia, la turbidez puede experimentar oscilaciones y cambios con mayor facilidad que otros parámetros que dependen de fenómenos de dilución más eficaz, como la temperatura, la salinidad o el pH.



Prof. (m)	turbidez (FNU)					
	Punto 1	Punto 2	Punto 3	Punto 5	Punto 6	Punto 7
0	1,8	1,2	1,4	1,9	0,2	0,2
1	0,5	0,3	0,4	0,3	0,3	0,3
2	0,7	2,8	0,3	0,2	0,2	0,4
3	3,8		0,4	0,3	0,4	0,4
4			4,1	0,3	0,6	0,4
5				0,3	0,5	0,2
6				0,4	0,4	0,3
7				0,5	0,5	0,3
8				0,3	0,5	0,4
9				3,6	2,3	0,7
10						0,5

Ninguno de los puntos de muestreo establecidos según lo planteado en el PVC presentó una profundidad mayor que los dos valores considerados como umbrales para la interpretación del indicador profundidad de visión del disco de Secchi. Eso quiere decir que solamente en el caso en que en algún muestreo no se alcanzara a ver el disco de Secchi cuando éste llega al fondo se podría aplicar el umbral que separa los estados **Bueno** y **Moderado**, que es de 12 m. Por otra parte, y de acuerdo con lo indicado en el apartado 2.2 INTERPRETACIÓN DE LOS RESULTADOS, se puede afirmar que las condiciones de transparencia encontradas en el muestreo realizado son compatibles con la vida de las fanerógamas presentes en el fondo.

Por su parte, las condiciones de oxigenación de las aguas estudiadas, representada por la concentración de oxígeno disuelto y por su saturación, han presentado valores normales e indicadores de unas condiciones adecuadas. Atendiendo a los umbrales establecidos en la *Instrucción de Planificación Hidrológica para la demarcación hidrográfica intracomunitaria de Las Illes Balears*, la mayoría de valores corresponden al estado **Muy bueno**, mientras que los valores de la parte superficial de la columna de agua de los puntos 1, 6 y 7 corresponderían al estado **Bueno**. Ningún valor se considera **Moderado**.



	Concentración de oxígeno disuelto (mg/l)					
Prof. (m)	Punto 1	Punto 2	Punto 3	Punto 5	Punto 6	Punto 7
0	5,97	7,80	6,84	6,26	5,97	5,82
1	6,12	7,80	6,84	6,26	6,12	5,82
2	6,26	7,63	6,84	6,26	5,97	5,82
3	6,26		6,99	6,26	6,12	5,82
4			6,99	6,41	6,12	5,97
5				6,41	6,12	5,97
6				6,55	6,26	5,97
7				6,55	6,26	6,12
8				6,70	6,26	6,12
9				6,70	6,41	6,26
10						6,26

La siguiente tabla presenta los resultados obtenidos en los análisis practicados a las muestras de agua tomadas en los puntos y profundidades de muestreo.

PARÁMETROS		RESULTADOS								
Determinación	Unidades	Punto1	Punto2	Punto3	Punto5S	Punto5F	Punto6S	Punto6F	Punto7S	Punto7F
Nitrógeno total	mg/l	1,96	0,84	0,84	1,12	<0,3	<0,3	1,12	1,12	1,40
Fosfatos	µg/l	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Amonio	mg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Nitritos	mg/l	<0,01	0,021	<0,01	<0,01	<0,01	0,031	<0,01	<0,01	<0,01
Nitratos	mg/l	3,6	1,4	3,3	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	7,0	3,4
Fósforo total	µg/l	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20
Sílice	mg/l	0,30	0,27	0,29	0,27	0,29	0,29	0,28	0,27	0,26
Clorofila a	µg/l	0,75	1,04	1,08	0,95	1,35	0,96	1,61	0,94	1,08

Los resultados obtenidos en la concentración de Nitrato (NO_3) y Fosfato (PO_4), expresados inicialmente en mg/l, se han transformado en concentración de $\mu\text{mol/l}$ para compararlos con los valores de referencia dados en el *Real Decreto 817/2015* y en la *Instrucción de Planificación Hidrológica para la demarcación hidrográfica intracomunitaria de Las Illes Balears* (aprobada por el *Real Decreto-ley 1/2015*), para el tipo de agua costera correspondiente y para el campo medio (c.m.), el cual se

establece a partir de los 200 m de distancia a la costa. Según esto, los puntos de muestreo 1, 2 y 3 se encuentran en la zona considerada campo próximo, y no tienen valores de referencia para este tipo de agua costera, mientras que los puntos 5, 6 y 7, que se encuentran en la zona considerada campo medio, sí pueden valorarse.

PARÁMETROS		RESULTADOS									Límites	
Indicador	Unid.	Punto1	Punto2	Punto3	Punto5S	Punto5F	Punto6S	Punto6F	Punto7S	Punto7F	mb/b	b/m
NO ₃	μmol/l	58,06	22,58	53,23	16,13	16,13	16,13	16,13	112,90	54,84	0,90	1,00
PO ₄	μmol/l	0,53	0,53	0,53	0,53	0,53	0,53	0,53	0,53	0,53	0,30	0,40
Valoración		-	-	-	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado	moderado		

Así pues, atendiendo a las concentraciones de los nutrientes nitrato y fosfato, la valoración de los resultados obtenidos califica a todas las muestras valorables como de estado **Moderado**. En consecuencia, la valoración por estaciones de muestreo también califica a las que, en función de su localización geográfica a más de 200 m de la costa, pueden ser valoradas, como en estado **Moderado**.

Respecto a estos resultados, hay que tener en cuenta que las estaciones valoradas se encuentran localizadas en lo que podría considerarse *zona de mezcla*, la cual es definida en el *Real Decreto 817/2015* y en la *Instrucción de Planificación Hidrológica para la demarcación hidrográfica intracomunitaria de Las Illes Balears*, como la zona adyacente a un punto de vertido donde las concentraciones de los diferentes constituyentes del mismo pueden no corresponder al régimen de mezcla completa del efluente y el medio receptor. Según el artículo 26 de este Real Decreto, son los órganos competentes de cada demarcación hidrográfica quienes pueden designar zonas de mezcla, que serán recogidas en el plan hidrológico de cuenca. Hasta la fecha, en la demarcación hidrográfica Illes Balears no se han establecido zonas de mezcla.

Por otra parte, las dos normativas citadas recogen, en el anexo dedicado a definir los CRITERIOS BÁSICOS DE DISEÑO E IMPLANTACIÓN DE LOS PROGRAMAS DE SEGUIMIENTO, en el apartado D correspondiente a Requisitos *específicos para el seguimiento de las sustancias prioritarias y contaminantes, que Para el control de la contaminación procedente de fuentes puntuales, y en aras de la representatividad de la muestra, el punto de muestreo debe situarse fuera de la zona de mezcla del vertido*. Obviamente, esta circunstancia puede no cumplirse para el caso de los puntos de control establecidos en los Planes de Vigilancia y Control exigidos por la administración competente, puesto que se sitúan a 100 m y 200 m del punto de vertido, y podrían quedar dentro de la zona de mezcla.

Los resultados de concentración de clorofila *a* obtenidos se han comparado con los valores de referencia dados en el *Real Decreto 817/2015* y en la *Instrucción de Planificación Hidrológica para la demarcación hidrográfica intracomunitaria de Las Illes Balears*, para el tipo de agua costera correspondiente.

PARÁMETRO		RESULTADOS									Límites	
Indicador	Unid.	Punto1	Punto2	Punto3	Punto5S	Punto5F	Punto6S	Punto6F	Punto7S	Punto7F	mb/b	b/m
Chl <i>a</i>	µg/l	0,75	1,04	1,08	0,95	1,35	0,96	1,61	0,94	1,08	0,75	1,20
Valoración		bueno	bueno	bueno	bueno	moderado	bueno	moderado	bueno	bueno		

La valoración de los resultados indica que todas las muestras corresponden a un estado **Bueno** excepto dos de ellas, calificadas como de estado **Moderado**. La valoración de los puntos de muestreo, en consecuencia, quedaría con estado **Bueno** en los puntos 1, 2, 3, y 7, y como **Moderado** en los puntos 5 y 6, debido a los valores obtenidos en las muestras de fondo, que son las más cercanas al vertido.

En cuanto a la muestra de fitoplancton, los resultados del recuento por especies ha dado las siguientes abundancias:

ORGANISMO/TAXON/GRUPO	RESULTADO (células/l)
<i>Ceratium pentagonum</i>	11
<i>Chaetoceros sp.</i>	337
<i>Guinardia striata</i>	56
<i>Nitzschia longissima</i>	10.520
<i>Pseudonitzschia seriata</i>	115.720
<i>Pleurosigma sp.</i>	11
<i>Prorocentrum micans</i>	67
<i>Rhizosolenia hebetata</i>	22
TOTAL	126.744

Por una parte, el recuento total de células fitoplanctónicas por litro, que ha resultado 126.744, como **Índice de Abundancia Total (AbTot I)**, queda por debajo del umbral establecido en 10.000.000 cél/l para considerar la población en estado de bloom.

Por su parte, considerados de manera independiente los diferentes taxones identificados, ninguno ha superado los umbrales establecidos para células pequeñas (menores de 20µm), que es de 250.000 cél/l, ni para células grandes, que es 100.000 cél/l.

En cuanto al **Índice de especies potencialmente tóxicas o formadoras de proliferaciones (HAB I)**, destaca la diatomea *Pseudonitzschia seriata*, con una abundancia de 115.720, que no se puede considerar en estado de bloom porque esta especie tiene un umbral propio de 200.000 cél/l, pero se ha aproximado a este valor.

En términos generales, la comunidad fitoplanctónica caracterizada por esta muestra está dominada por las diatomeas, situación propia de los meses invernales, en los que la mayor turbulencia de las masas de agua forzadas por el viento favorecen a las diatomeas, que no tienen capacidad natatoria. Destaca por su mayor abundancia la especie tóxica *Pseudonitzschia seriata*.

Por lo que respecta a los resultados del análisis microbiológico de las muestras, todos son apreciablemente correctos, de acuerdo con la normativa que regula la calidad de las aguas de baño.

<i>Escherichia coli</i> (ufc/100 ml)						
Nivel	Punto 1	Punto 2	Punto 3	Punto 5	Punto 6	Punto 7
Superficie	0	0	0	0	0	0
Fondo				0	0	0

Enterococos intestinales (ufc/100 ml)						
Nivel	Punto 1	Punto 2	Punto 3	Punto 5	Punto 6	Punto 7
Superficie	0	0	0	0	4	0
Fondo				0	0	0

3. EVALUACIÓN DEL ESTADO DE LOS SEDIMENTOS.

El sedimento marino es un medio en el que con frecuencia quedan grabados los efectos de fenómenos desarrollados en el entorno acuático, por lo que su análisis y estudio resulta de utilidad.

La existencia, distribución y desarrollo de unas determinadas comunidades bentónicas viene condicionada, entre otros factores, por las características del sustrato. A su vez, las propias comunidades modifican esas características, y modelan así en parte el proceso de sucesión ecológica.

3.1. MÉTODOS PARA EL CONTROL DE LA CALIDAD DE LOS SEDIMENTOS.

Mediante el uso de una draga Van-Veen de 600 cm² de superficie útil se obtienen cinco muestras simples en cada punto de toma de muestras. A partir de ellas se prepara una muestra compuesta, que corresponde a cada punto de muestreo.



Draga Van-Veen de doble cuchara utilizada para la toma de muestras de sedimento.

Sobre esas muestras se practica un análisis granulométrico, una determinación del contenido en materia orgánica y determinación de la concentración de los metales pesados Mercurio, Cadmio, Plomo, Cinc, Níquel, Cromo, Cobre, Aluminio, Arsénico y Selenio, utilizando los siguientes métodos.

Granulometría: Una fracción de la muestra (aproximadamente 300 g) es secada en estufa a 60°C hasta peso constante. Cada muestra es después disgregada por métodos mecánicos manuales, utilizando un rodillo de madera, hasta conseguir la máxima separación posible de las partículas. El material sedimentario disgregado es entonces liberado del contenido en materia orgánica procediendo a su oxidación mediante peróxido de hidrógeno. Para ello, a 100 g del sedimento disgregado y homogeneizado, dispuesto en una botella de vidrio de boca ancha de 1 l de capacidad, se le añadieron

15 ml de H_2O_2 al 33%, 5 g de polifosfato de sodio ($(NaPO_3)_n$), para favorecer la disgregación y dispersión de las partículas, y 200 ml de agua destilada. El proceso de oxidación de materia orgánica se prolonga durante 24 h, terminando con una agitación durante 30 min a $40^\circ C$ en un calefactor-agitador magnético.

El paso siguiente consiste en el tamizado por vía húmeda de la suspensión de sedimento liberado de materia orgánica a través de un tamiz de $63 \mu m$ de luz de malla.

La fracción gruesa, retenida en el tamiz de $63 \mu m$, correspondiente a las fracciones granulométricas gravas y arenas, se seca en estufa a $60^\circ C$.

Una vez secada la fracción gruesa es sometida a un tamizado a través de una batería de tamices según norma ISO 3310.1 (luces de malla: 2.0, 1.4, 1.0, 0.71, 0.60, 0.50, 0.355, 0.25, 0.18, 0.125, 0,063 mm (correspondientes a la escala Wentworth). Se procede a realizar el tamizado mecánicamente para mantener la homogeneidad de los resultados.



Tamizadora electromecánica y batería de tamices.

Las distintas fracciones separadas por los tamices son entonces pesadas en una balanza analítica de precisión de cuatro decimales. Los pesos de cada fracción son transformados en porcentajes del total inicial de la muestra.

La clasificación textural del sedimento se realiza utilizando los diagramas ternarios propuestos por Folk (1954), en función del contenido en arena, limo y arcilla. Aunque si el porcentaje en grava es mayor al 5% es necesario utilizar el diagrama correspondiente, según el contenido en grava, arena y fango (limo y arcilla).

Finalmente, se procede al cálculo de los parámetros estadísticos de cada muestra, utilizando el software GRADISTAT Version 6.0, desarrollado en 2008 por S. Blott, de Kenneth Pye Associates Ltd. (Berkshire, UK).

Materia orgánica: La determinación de la pérdida de peso por ignición (LOI: *Loss on ignition*) es una de las alternativas metodológicas utilizadas para determinar el contenido en materia orgánica de los sedimentos (Heiri *et al.*, 2001; Dean, 1974; Bengtsson & Enell, 1986). En una primera fase, la materia orgánica es combustionada a 550°C en presencia de oxígeno, reacción que emite CO₂ y quedando como resultado ceniza. La pérdida de peso experimentada por la muestra durante estas fases es fácilmente determinada, pesando el sedimento antes y después de ser quemado. Esta pérdida de peso está directamente relacionada con el contenido en materia orgánica del sedimento (Dean, 1974; Bengtsson & Enell, 1986).

Después de someter a secado la muestra, a 60°C durante 72 h, hasta peso constante, la materia orgánica experimenta una combustión a 550°C durante 4 h, provocando la formación de CO₂ y ceniza. El LOI se calcula entonces mediante la siguiente ecuación:

$$LOI550 = ((DW60 - DW550) / DW60) \times 100$$

donde LOI550 representa el LOI a 550°C (como porcentaje), DW60 representa el peso seco de la muestra antes de la combustión, y el DW550 el peso seco de la muestra después de la combustión a 550°C (ambos en g). La pérdida de peso debe ser, pues, proporcional a la cantidad de carbono orgánico presente en la muestra.

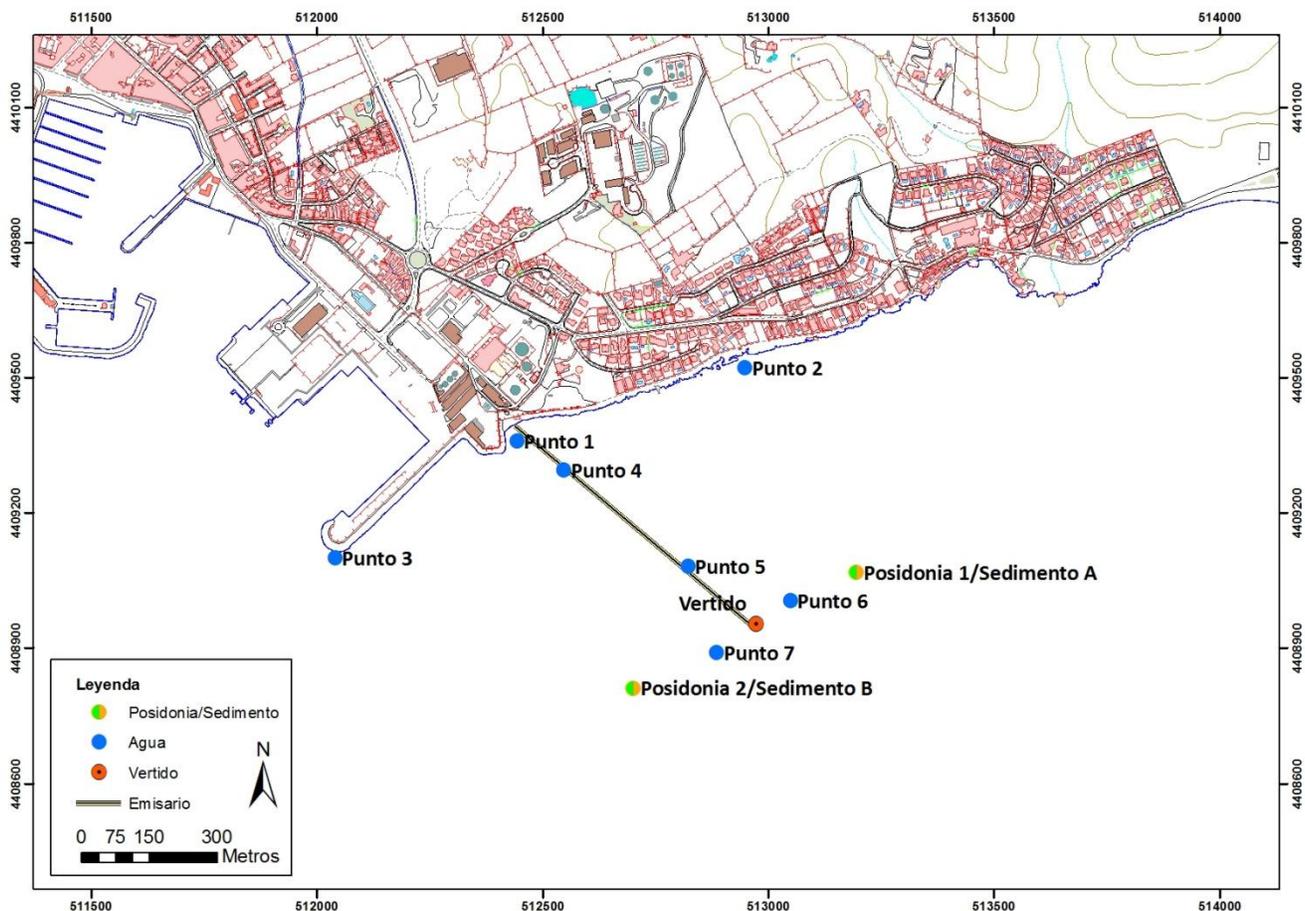


Horno mufla para la incineración de las muestras.

Los puntos de toma de muestras de sedimento que establecen los PVCs corresponden a los puntos 6 y 7, y están situados a 100 m a ambos lados del punto de vertido. Se han de tomar muestras en caso de que el sustrato sea sedimentario.

En la campaña de toma de muestras se pudo constatar que en las localizaciones correspondientes a los puntos 6 y 7 el fondo marino estaba formado principalmente por mata muerta de posidonia y por una semipradera de densidad muy baja. La presencia de sedimento era escasa y no fue posible obtener ninguna muestra mediante la draga, desde la superficie.

A pesar de ello, y para tener una información inicial de base sobre el estado de los sedimentos en los alrededores del punto de vertido, se decidió tomar muestras de sedimento en los alrededores de las estaciones para el control de la pradera de *Posidonia oceanica*. Para la obtención de esas muestras se buscó activamente alguna mancha de arena durante las inmersiones realizadas para el estudio de la pradera, y las muestras se obtuvieron a mano, de una superficie de fondo equivalente a la de la mordida de la draga (600 cm²). En el siguiente plano se indica la posición de las estaciones de toma de muestras de sedimento, a las que se denominó Sedimento A y Sedimento B.



3.2. INTERPRETACIÓN DE LOS RESULTADOS.

El artículo 24 del *Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental*, fija las sustancias sobre las que se deberá llevar a cabo el análisis de la tendencia a largo plazo respecto de las concentraciones de las mismas, a fin de garantizar que dichas concentraciones no aumenten significativamente en los sedimentos.

Según este mismo artículo, las sustancias objeto de análisis de tendencias son las sustancias prioritarias y otros contaminantes enumeradas en el anexo IV A del mismo Real Decreto, y las sustancias preferentes enumeradas en el Anexo V, propensas a la acumulación en los sedimentos. En especial, para dicho análisis se tendrán en cuenta las sustancias prioritarias Antraceno, Difeniléteres bromados, Cadmio y sus compuestos, Cloroalcanos, Ftalato de di(2-etilhexilo) (DEHP), Fluoranteno, Hexaclorobenceno, Hexaclorobutadieno, Hexaclorociclohexano, Plomo y sus compuestos, Mercurio y sus compuestos, Pentaclorobenceno, Benzo(a)pireno, Benzo(b) Fluoranteno, Benzo(k) Fluoranteno, Benzo(g,h,i)perileno, Indeno(1,2,3-cd)pireno, Compuestos de tributilestaño, Dicofol, Ácido perfluoro-octanosulfónico y sus derivados, Quinoxifeno, Dioxinas y compuestos similares, Hexabromociclodecano y Heptacloro y epóxido de heptacloro, así como las sustancias preferentes Arsénico, Cobre, Cromo VI, Cromo, Selenio y Zinc.

En el contexto del PVC de los vertidos tierra-mar, la vigilancia a que se somete la calidad de los sedimentos tiene por objeto el poder constatar que no se da un incremento significativo en la concentración de las sustancias indicadas a lo largo del tiempo. Las sustancias consideradas en los PVC propuestos por parte de la administración que otorga la autorización de vertido son Arsénico, Mercurio, Plomo, Cobre, Cadmio, Selenio, Cromo, Níquel y Zinc.

Para la valoración de las concentraciones de metales en el sedimento se puede recurrir a diversos sistemas de catalogación existentes. Uno de ellos es el documento redactado en 2014 por la COMISIÓN INTERMINISTERIAL DE ESTRATEGIAS MARINAS (CIEM) y titulado *Directrices para la caracterización del material dragado y su reubicación en aguas del dominio público marítimo-terrestre*, que se considera la referencia vigente por la administración para la caracterización de los materiales a dragar, con el fin de valorar los riesgos ambientales de las diferentes alternativas de vertido. En este documento se establecen 3 niveles de acción que permiten separar 3 categorías de sedimento en función de las concentraciones de metales pesados sobre la fracción no gruesa (<2 mm). Los materiales cuya concentración individual o media sea inferior al nivel de acción A pertenecerán a la **categoría A**, y podrán verterse al mar excepto en las zonas de exclusión (Aquella parte del DPMT cuyo fondo esté constituido

por praderas de fanerógamas marinas, bosques de laminarias, comunidades

de maërl o formaciones de coralígeno, zonas de baño, zonas de cultivos

marinos, bancos marisqueros y las ocupadas por cualquier infraestructura

submarina). Pertenecen a la **categoría B** aquellos materiales que, no reuniendo los requisitos para ser clasificados como de categoría A, están representados por muestras que cuya concentración individual o media para todos los contaminantes resulta ser inferior al nivel de acción B. Estos materiales

pertenecientes a la categoría B podrán ser vertidos al mar excepto en las zonas de exclusión y las zonas restringidas (Aquellas que reúnan al menos uno de los siguientes requisitos: Profundidad igual o inferior a 25 metros, o bien Zonas marinas o marítimo-terrestres protegidas en virtud de la legislación autonómica, nacional o internacional y, en su entorno, hasta una distancia igual a 2 millas náuticas del límite exterior de las mismas, o bien Entorno de las zonas de exclusión hasta una distancia igual a 2 millas náuticas desde el borde exterior de las mismas). Pertenecen a la **categoría C** aquellos materiales que, no reuniendo los requisitos para ser clasificados como de categoría A o B, están representados por muestras cuya concentración individual o media de algún contaminante resulta ser superior al nivel de acción B pero inferior al nivel de acción C, o bien cuya concentración individual o media de algún contaminante resulta superior al nivel de acción C y cumple las condiciones para ser considerado sedimento no peligroso. Los materiales de categoría C podrán ser reubicados en las aguas del DPMT únicamente de manera confinada

Otra de las referencias utilizadas para la valoración de las concentraciones de metales en el sedimento es la aportada por Long *et al.* (1995). En ella se determinan dos valores umbrales para toda una serie de sustancias contaminantes presentes en los sedimentos marinos y estuáricos: el ERL (Effects Range Low) y el ERM (Effects Range Median). De este modo se definen tres rangos de concentraciones que están asociados a efectos adversos sobre los organismos, y que pueden darse: (1) raramente (valores más bajos que el ERL), (2) ocasionalmente (valores comprendidos entre el ERL y el ERM), y (3) frecuentemente (valores más altos que el ERM).

Una tercera referencia útil para efectuar una valoración de los resultados obtenidos es consecuencia de la implementación de la *Directiva Marco sobre la Estrategia Marina*, que establece que los Estados miembros deben adoptar las medidas necesarias para lograr o mantener un buen estado medioambiental del medio marino a más tardar en el año 2020. En concreto, se dispone de valores de referencia propuestos en el documento elaborado por el Instituto Español de Oceanografía titulado ESTRATEGIA MARINA. DEMARCACIÓN MARINA LEVANTINO-BALEAR. PARTE IV. DESCRIPTORES DEL BUEN ESTADO AMBIENTAL. DESCRIPTOR 8: CONTAMINANTES. EVALUACIÓN INICIAL Y BUEN ESTADO AMBIENTAL. En este documento, y para los metales traza en sedimento, se establecen tres rangos de concentración, separados por dos valores de transición: T_0 y T_1 . Así, para valores inferiores a T_0 significa que la concentración de la sustancia peligrosa es próxima a cero o inferior a los niveles basales, por lo que el estado del sistema es adecuado; para valores entre T_0 y T_1 , significa que la concentración de la sustancia peligrosa es tal que se puede asumir que hay poco o ningún riesgo para el medio ambiente y las especies que allí habitan, a nivel de población o de comunidad. Por tanto, el estado del sistema es todavía aceptable, aunque se ha constatado una desviación significativa respecto a los niveles basales, sin que suponga un riesgo cierto para el medio; y para valores superiores a T_1 , significa que la concentración de la sustancia peligrosa puede suponer un riesgo para el medio ambiente y para las especies que allí habitan. Por tanto, el estado del sistema no es aceptable, ya que hay un potencial efecto de esta sustancia en el medio, y esta probabilidad aumenta conforme lo hace su desviación respecto al valor de transición.

El mencionado documento del IEO establece, para el caso de los metales Cadmio, Mercurio y Plomo en sedimentos marinos, la siguiente propuesta de valores de transición: para el valor de T_0 se toma el de los *Criterios de Evaluación Basales* (BACs), a su vez calculados como 1,5 veces las Concentraciones

Basales (BCs), propuestos tanto los valores como la metodología recientemente por MED POL, y el T₁ se define como el ERL (*Effects Range Low*) propuesto en la publicación de Long *et al.* 1995.

En la siguiente tabla se recogen los valores de referencia aportados por las tres fuentes de información citadas (CEDEX, 1994, Long *et al.* 1995, e IEO, 2010), en cuanto a los metales pesados considerados como más problemáticos desde el punto de vista ambiental.

Parámetro	Concentración (mg/Kg de materia seca)						
	CIEM 2010*			Long <i>et al.</i> 1995**		IEO, 2010***	
	N.A. A	N.A. B	N.A. C	ERL	ERM	T ₀ =BAC	T ₁ =ERL
Arsénico	35	70	280	8,2	70		
Cadmio	1,2	2,4	9,6	1,2	9,6	0,15	1,2
Cobre	70	168	675	34	270		
Cromo	140	340	1000	81	370		
Mercurio	0,35	0,71	2,84	0,15	0,71	0,045	0,15
Níquel	30	63	234	20,9	51,6		
Plomo	80	218	600	46,7	218	30	46,7
Zinc	205	410	1640	150	410		

*CIEM da concentraciones referidas a la fracción no gruesa (< 2 mm).

**Long *et al.* dan concentraciones referidas a la totalidad del sedimento.

***IEO da concentraciones referidas a la totalidad del sedimento.

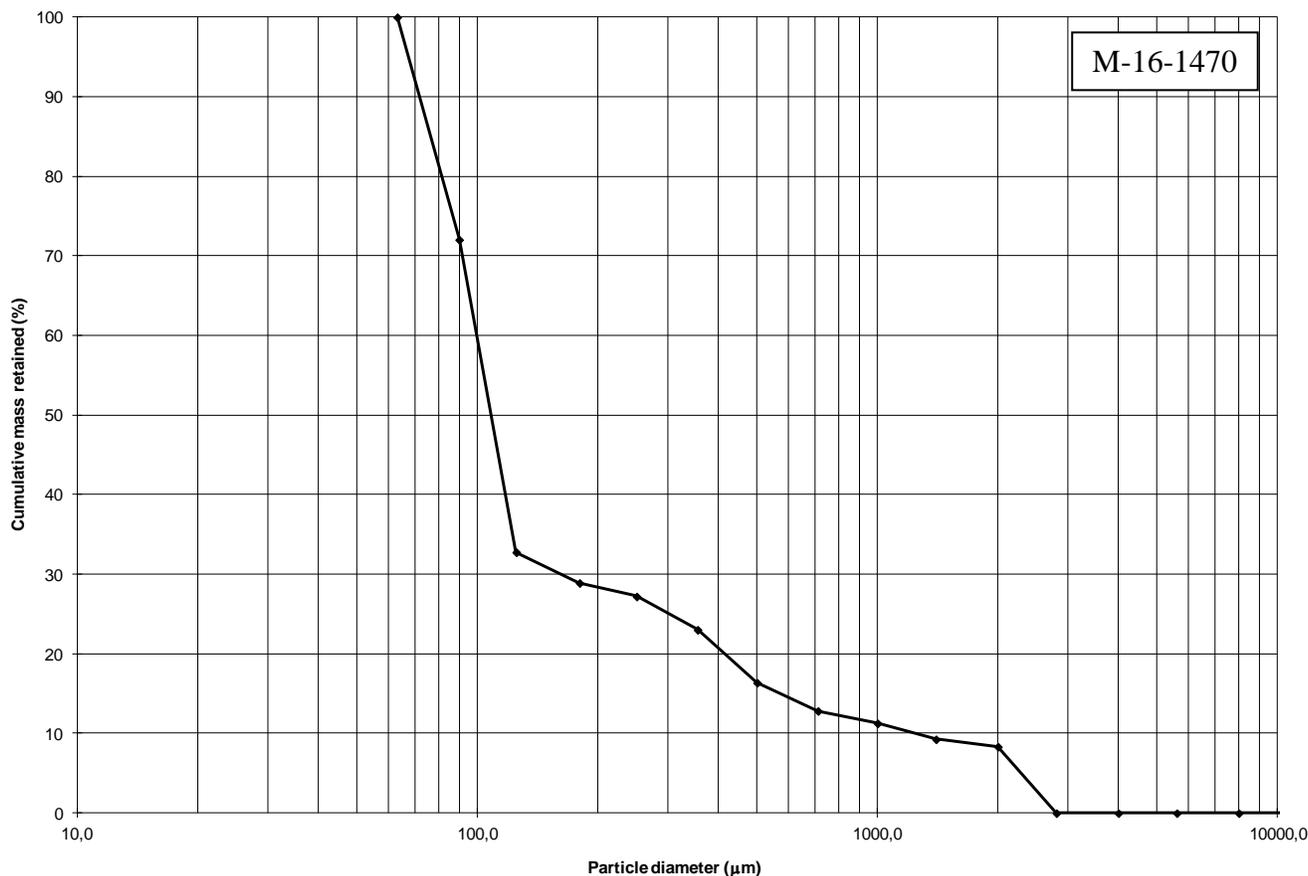
Para interpretar correctamente el contenido de la tabla es necesario tener en cuenta dos consideraciones. En primer lugar, las concentraciones establecidas en los niveles de acción de CIEM se expresan sobre la fracción no gruesa, mientras que los aportados por Long *et al.* se expresan sobre la totalidad del sedimento. Esto quiere decir que para un sedimento que no sea totalmente constituido por arena y fango, la expresión de una determinada concentración dada para la fracción no gruesa se verá reducida cuando se exprese sobre la totalidad del sedimento. Y viceversa, la concentración de un metal determinado sobre la totalidad del sedimento se verá incrementada al expresarla referida a la fracción no gruesa, y ese incremento será tanto mayor cuanto menor sea la proporción de arena y fango.

3.3. RESULTADOS DE LA EVALUACIÓN DEL ESTADO DE LOS SEDIMENTOS.

Los análisis granulométricos han puesto de manifiesto que la naturaleza del sedimento es eminentemente arenosa. En las dos estaciones de muestreo la fracción dominante ha resultado ser la correspondiente a arenas medias y finas (entre 0,5mm y 0,063 mm), como se muestra en la tabla y gráfica siguientes.

Punto	A	B
Número muestra	M-16-1470	M-16-1471
Diámetro ≥ 2 mm	8,35	5,51
2 mm > Diámetro ≥ 1,4 mm	0,93	1,84
1,4 mm > Diámetro ≥ 1 mm	2,01	2,54
1 mm > Diámetro ≥ 710 µm	1,55	2,82
710 µm > Diámetro ≥ 600 µm	0,77	1,55
600 µm > Diámetro ≥ 500 µm	2,78	3,81
500 µm > Diámetro ≥ 355 µm	6,65	14,27
355 µm > Diámetro ≥ 250 µm	4,18	16,10
250 µm > Diámetro ≥ 180 µm	1,70	16,24
180 µm > Diámetro ≥ 125 µm	3,87	15,68
125 µm > Diámetro ≥ 63 µm	39,26	18,18
Diámetro < 63 µm	27,95	1,46
D50 (µm)	108,2	242,2

Existen algunas diferencias entre las dos muestras, como indica el valor D_{50} , que se hacen más evidentes si los resultados se representan como curvas acumulativas de los porcentajes de tamaño de grano, o mediante los diagramas ternarios propuestos por Folk.



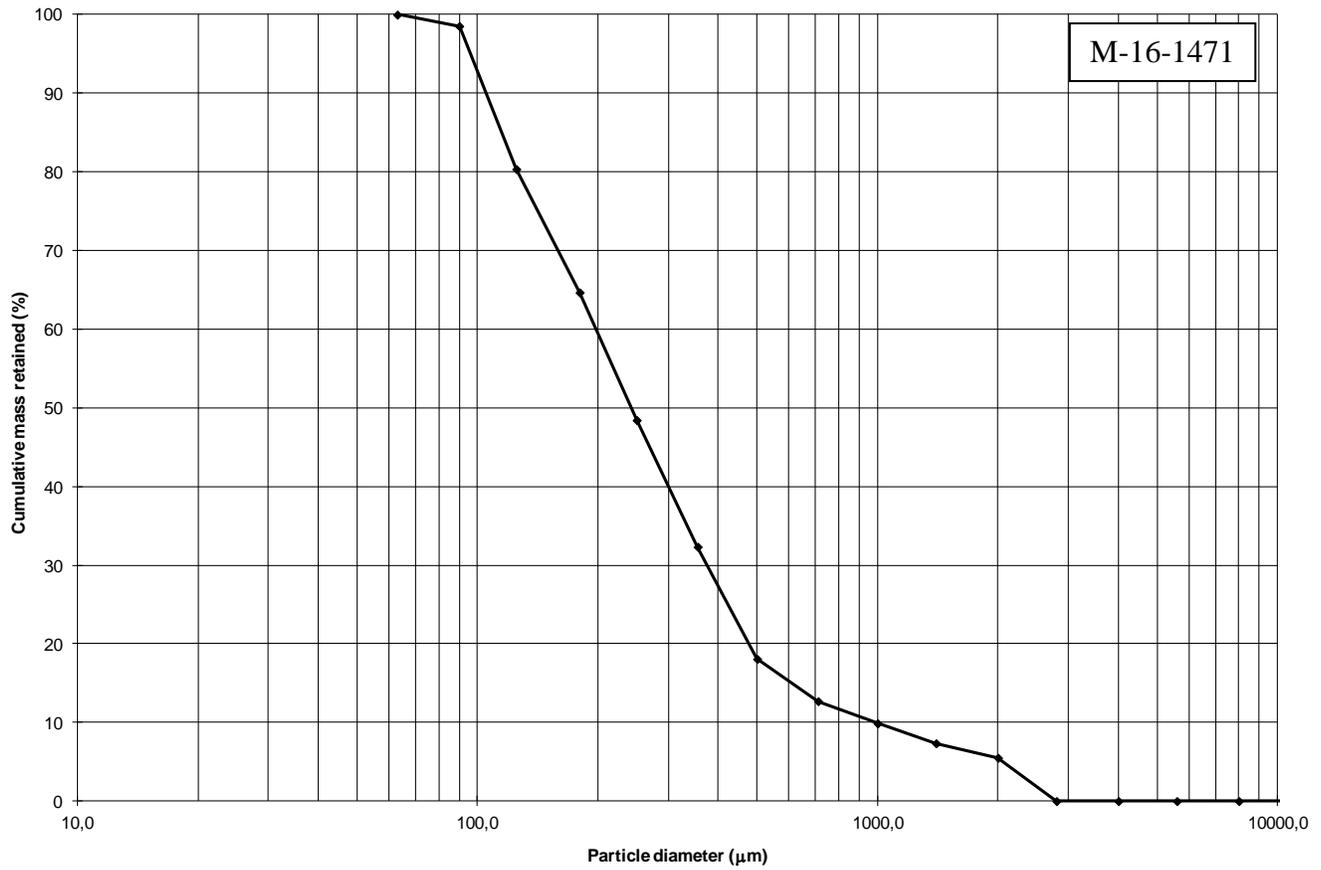


CBBA

Centre Balear de Biologia Aplicada SL

C/ Lluçmajor, 18 (antiga C/ Capità Ramonell Boix)
07006 Palma de Mallorca - Tel. 971 467 805 - Fax 971 771 446
a/e: cbba@cbba-online.com - web: www.cbba-online.com

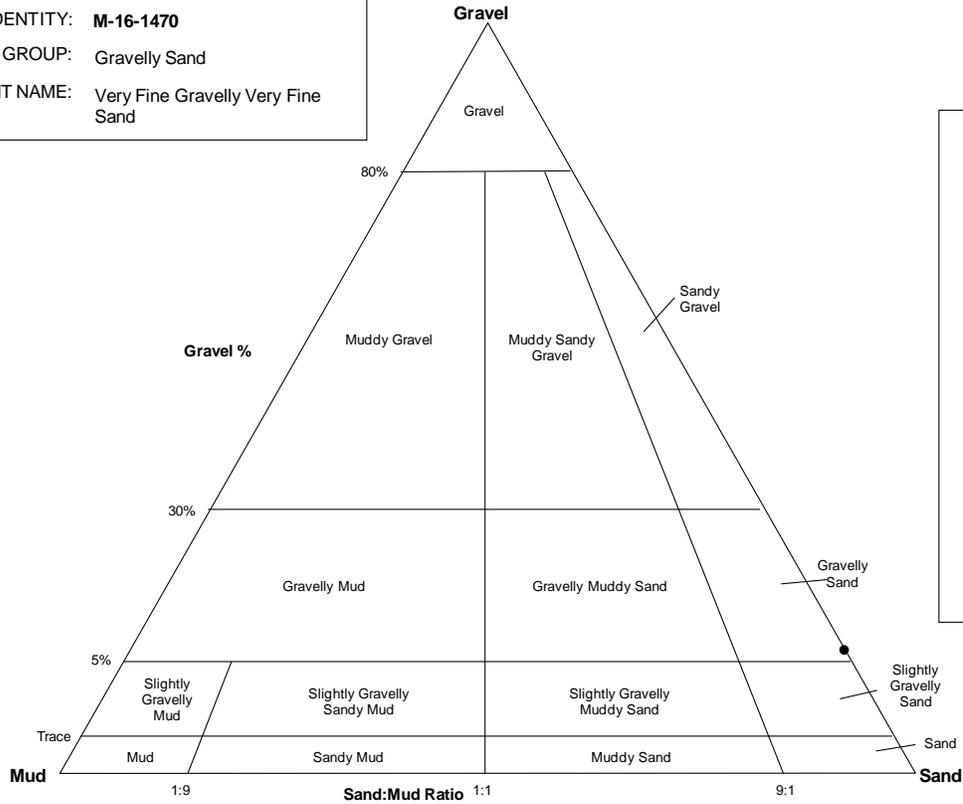
Entitat inscrita en el Registre Mercantil de Balears, foli PM. 18.297, inscripció 1ª, CIF B-07691454
CBBA SL, posseeix un sistema de gestió integrat de qualitat i ambiental certificat conforme ISO 9001:2008 i ISO 14001:2004. CBBA SL és membre associat a FELAB i EUROLAB



SAMPLE IDENTITY: **M-16-1470**
 TEXTURAL GROUP: Gravelly Sand
 SEDIMENT NAME: Very Fine Gravelly Very Fine Sand

Gravel: 8,4%
 Sand: 91,7%
 Mud: 0,0%

Very Coarse Gravel: 0,0%
 Coarse Gravel: 0,0%
 Medium Gravel: 0,0%
 Fine Gravel: 0,0%
 Very Fine Gravel: 8,4%
 Very Coarse Sand: 2,9%
 Coarse Sand: 5,1%
 Medium Sand: 10,8%
 Fine Sand: 5,6%
 Very Fine Sand: 67,2%
 Very Coarse Silt: 0,0%
 Coarse Silt: 0,0%
 Medium Silt: 0,0%
 Fine Silt: 0,0%
 Very Fine Silt: 0,0%
 Clay: 0,0%

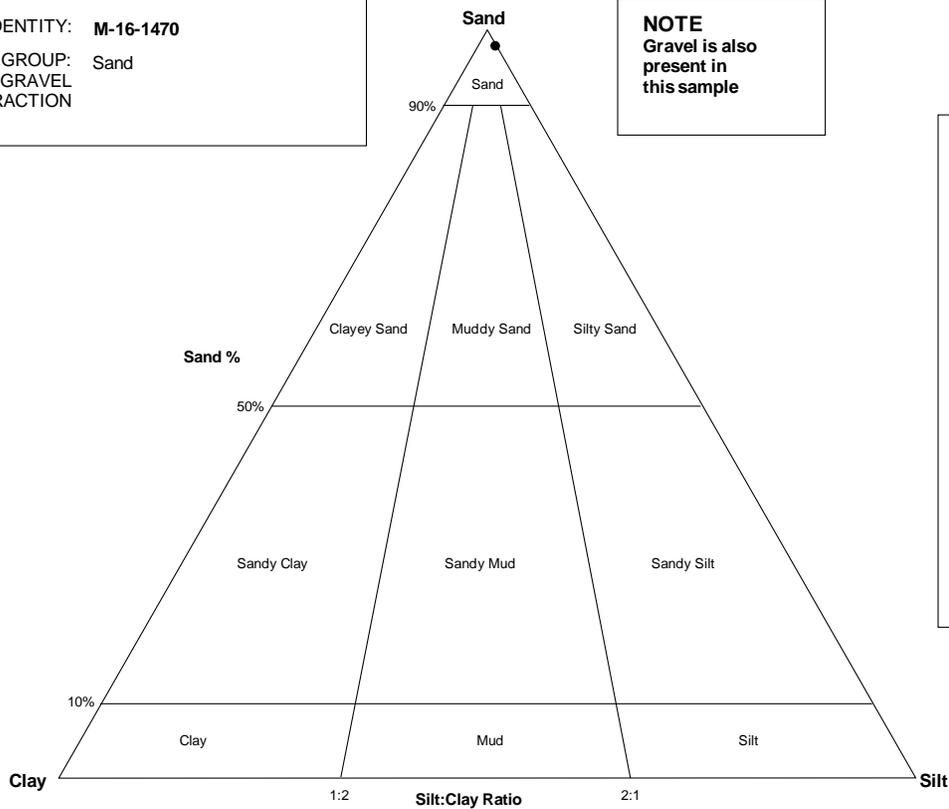


SAMPLE IDENTITY: **M-16-1470**
 TEXTURAL GROUP: Sand
 IGNORING GRAVEL FRACTION

NOTE
 Gravel is also present in this sample

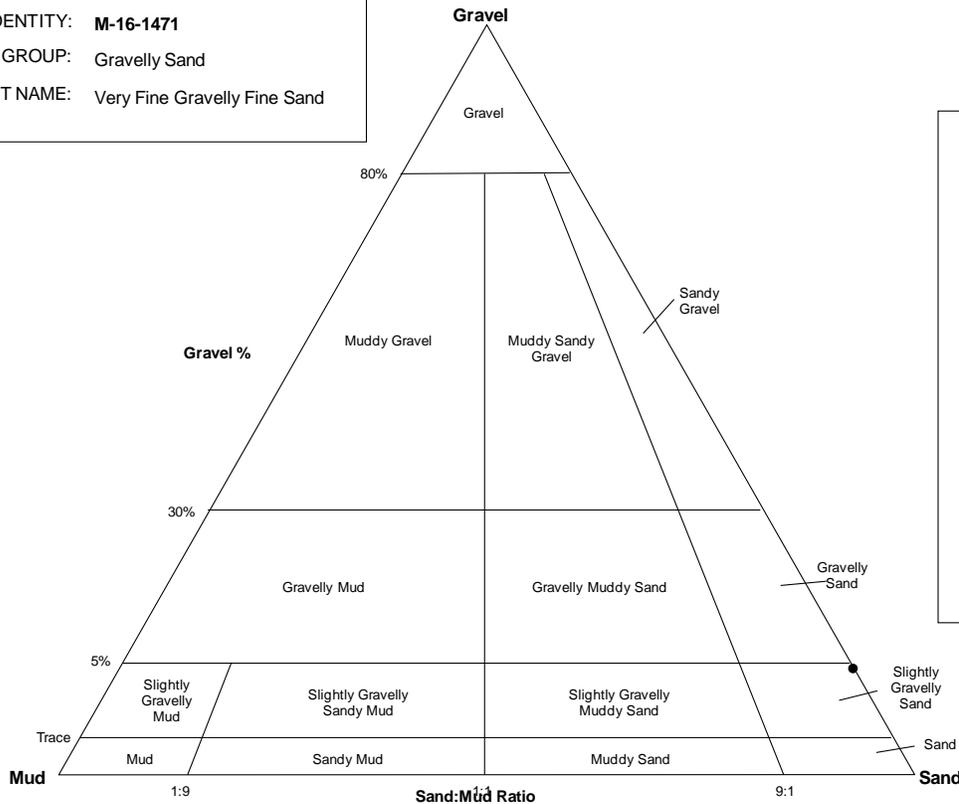
Gravel: 8,4%
 Sand: 91,7%
 Mud: 0,0%

Very Coarse Gravel: 0,0%
 Coarse Gravel: 0,0%
 Medium Gravel: 0,0%
 Fine Gravel: 0,0%
 Very Fine Gravel: 8,4%
 Very Coarse Sand: 2,9%
 Coarse Sand: 5,1%
 Medium Sand: 10,8%
 Fine Sand: 5,6%
 Very Fine Sand: 67,2%
 Very Coarse Silt: 0,0%
 Coarse Silt: 0,0%
 Medium Silt: 0,0%
 Fine Silt: 0,0%
 Very Fine Silt: 0,0%
 Clay: 0,0%



SAMPLE IDENTITY: **M-16-1471**
 TEXTURAL GROUP: Gravelly Sand
 SEDIMENT NAME: Very Fine Gravelly Fine Sand

Gravel: 5,5%
 Sand: 94,5%
 Mud: 0,0%



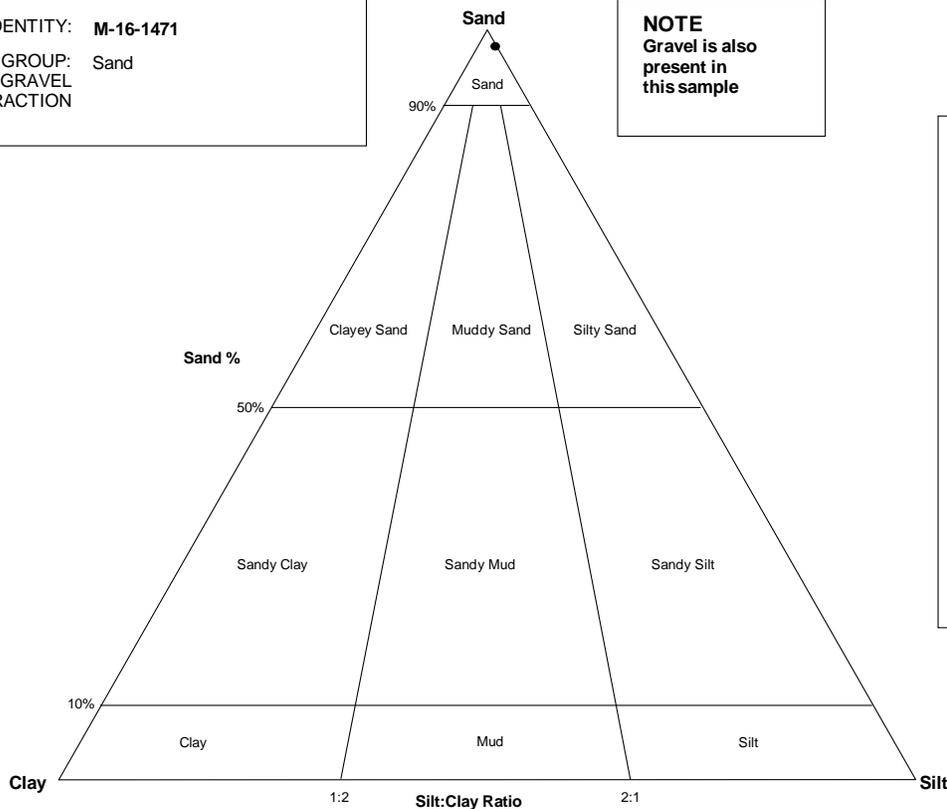
Very Coarse Gravel: 0,0%
 Coarse Gravel: 0,0%
 Medium Gravel: 0,0%
 Fine Gravel: 0,0%
 Very Fine Gravel: 5,5%
 Very Coarse Sand: 4,4%
 Coarse Sand: 8,2%
 Medium Sand: 30,4%
 Fine Sand: 31,9%
 Very Fine Sand: 19,6%
 Very Coarse Silt: 0,0%
 Coarse Silt: 0,0%
 Medium Silt: 0,0%
 Fine Silt: 0,0%
 Very Fine Silt: 0,0%
 Clay: 0,0%

SAMPLE IDENTITY: **M-16-1471**
 TEXTURAL GROUP: Sand
 IGNORING GRAVEL FRACTION

NOTE
 Gravel is also present in this sample

Gravel: 5,5%
 Sand: 94,5%
 Mud: 0,0%

Very Coarse Gravel: 0,0%
 Coarse Gravel: 0,0%
 Medium Gravel: 0,0%
 Fine Gravel: 0,0%
 Very Fine Gravel: 5,5%
 Very Coarse Sand: 4,4%
 Coarse Sand: 8,2%
 Medium Sand: 30,4%
 Fine Sand: 31,9%
 Very Fine Sand: 19,6%
 Very Coarse Silt: 0,0%
 Coarse Silt: 0,0%
 Medium Silt: 0,0%
 Fine Silt: 0,0%
 Very Fine Silt: 0,0%
 Clay: 0,0%



En la siguiente tabla se dan los resultados de la concentración de metales pesados y de contenido en materia orgánica.

Puntos	Mercurio (mg/kg)	Cadmio (mg/kg)	Plomo (mg/kg)	Zinc (mg/kg)	Níquel (mg/kg)	Cromo (mg/kg)	Cobre (mg/kg)	Selenio (mg/kg)	Arsénico (mg/kg)	% MO
A	0,08	< 1,3	20,3	36,9	23,3	28,1	16,8	1,90	7,00	5,65
B	< 0,1	< 1,3	9,1	14,1	15,0	17,1	5,6	1,40	5,00	3,09

De la comparación de los resultados de concentración de metales pesados obtenidas con los valores de la tabla de interpretación insertada en páginas anteriores puede derivarse que para la totalidad de los metales pesados analizados las concentraciones están dentro del rango en que los efectos adversos sobre los organismos se pueden dar raramente o están por debajo de los niveles basales.

Por su parte, la determinación del contenido en materia orgánica en las muestras de sedimento ha dado resultados relativamente bajos, como se registra en la tabla anterior.

Entitat inscrita en el Registre Mercantil de Balears, foli 69, tom 1.201 de Societats, full PM. 18.297, inscripció 1ª. CIF B-07691454
 CBBA SL, posseeix un sistema de gestió integrat de qualitat i ambiental certificat conforme ISO 9001:2008 i ISO 14001:2004. CBBA SL és membre associat a FELAB i EUROLAB

4. CARTOGRAFIADO DE LAS COMUNIDADES BENTÓNICAS

El bentos tiene unas características de organización espacial y permanencia en el tiempo que le confieren un papel destacado como indicador de las condiciones ambientales e integrador de los cambios que estas condiciones experimentan a lo largo del tiempo. Es por ello que el bentos es el componente del medio marino más útil para valorar los efectos que el vertido de agua residual depurada puede tener, por ser el elemento más vulnerable al cambio introducido. Por otra parte, la mayor variabilidad que experimenta el medio pelágico y la columna de agua que lo alberga, hacen que una información obtenida puntualmente no represente de manera precisa las condiciones derivadas de ese vertido, requiriendo de un seguimiento a lo largo del tiempo más intenso.

Los organismos, tanto marinos como terrestres, no se disponen al azar en el medio, sino que se agregan en grupos de especies más o menos constantes, respondiendo a las condiciones que imponen los factores ambientales y las interacciones con otros organismos. Estos grupos de especies repetidos en el espacio son las comunidades, y su distribución en la zona litoral de los mares adopta la forma de cinturones sucesivos y paralelos a la línea de costa, debido a los gradientes de los factores ambientales (luz, humedad, hidrodinamismo) que imponen el paso del medio terrestre al acuático.

Los objetivos planteados en este estudio han sido, por una parte y como punto inicial, determinar las comunidades bentónicas existentes en la zona de influencia del vertido y valorar el riesgo de afección a las mismas en función de la distancia al punto de vertido. Por otra parte, dado que el vertido se viene produciendo desde hace años 1994, la comprobación de los efectos del mismo sobre el bentos de la zona, y en especial sobre determinadas comunidades más sensibles o más importantes desde el punto de vista de la protección ambiental (como es el caso de las praderas de *Posidonia oceanica*).

4.1. MÉTODOS.

Para la identificación y localización de las diferentes comunidades bentónicas presentes en la zona de estudio se ha recurrido a diferentes métodos.

Inicialmente, mediante el uso de un circuito cerrado de televisión submarino montado sobre un planeador se realizaron diversos recorridos a bordo de una embarcación, observando el fondo y grabando las imágenes captadas por la cámara, mientras se registraba también la posición, en una técnica conocida como vídeo remolcado. Esta técnica permite tener una aproximación muy precisa de la distribución de los tipos de fondo y de las comunidades bentónicas.



Cámara remota sobre planeador para vídeo remolcado.



Instrumentación a bordo para el vídeo remolcado: equipo de visualización- grabación y plotter con sonda y GPS.

Una vez identificadas y establecido con precisión el límite de las diferentes unidades de tipo de fondo, se procedió al recorrido de toda la traza del emisario submarino en inmersión, mediante el uso de escafandra autónoma. A lo largo del recorrido se procedió a anotar sobre papel de poliéster los datos relativos a identificación de las comunidades bentónicas existentes en la zona, realizando inventarios y descripciones. Durante el recorrido se procedió a anotar las discontinuidades entre comunidades o tipos de fondo, así como descripciones de las comunidades encontradas y su composición específica, y la presencia de macroflora y macrofauna acompañante. Durante el recorrido también se procedió a la toma de fotografías y de vídeo mediante una cámara digital alojada en una caja estanca y provista de flash externo.



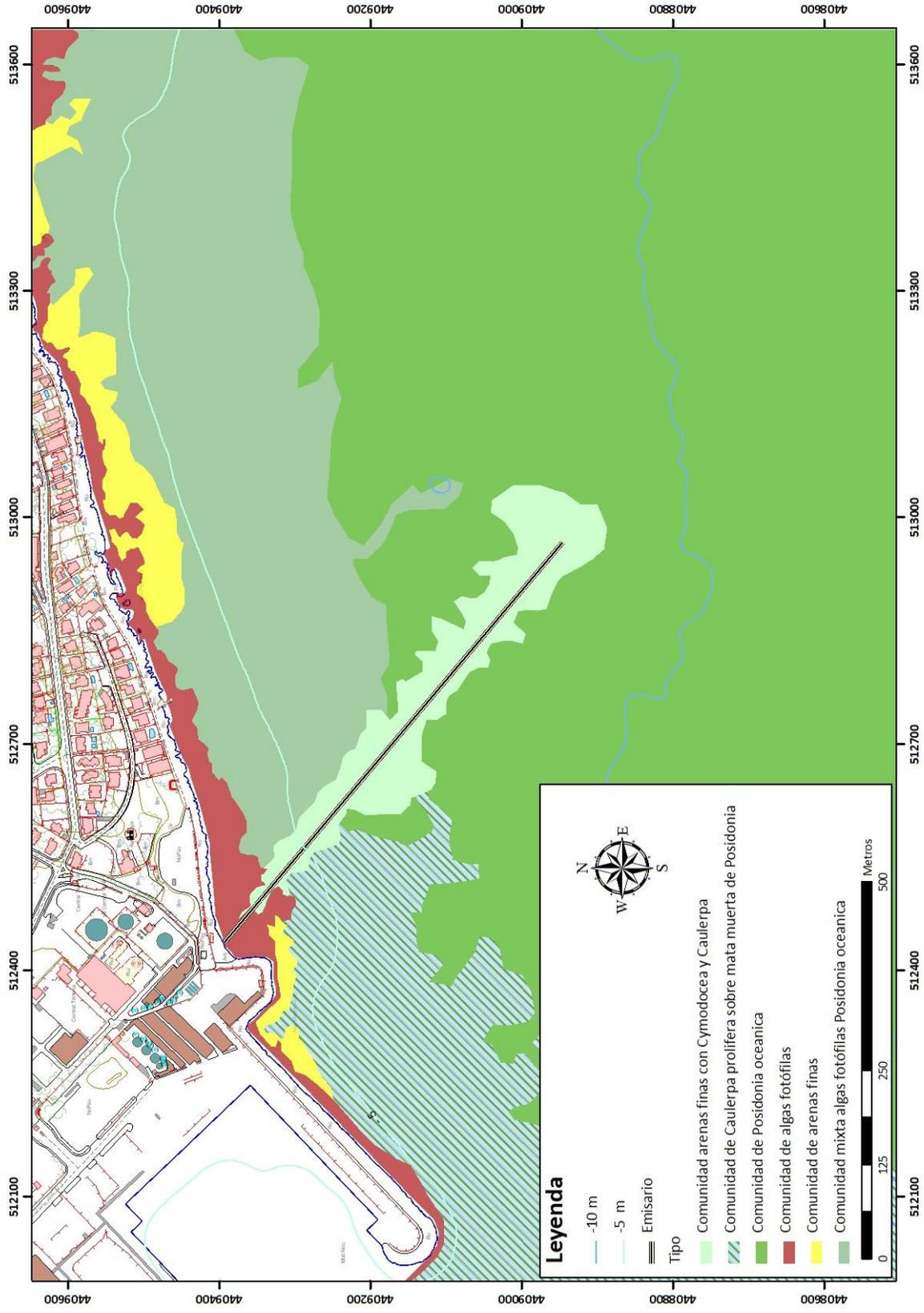
Buceador anotando información sobre los elementos del fondo.

Con el avance de las prospecciones, se procedió a la interpretación de ortofotografías disponibles en el servidor de cartografía IDEIB y a la superposición sobre ellas de la información obtenida en campo. Las dudas surgidas sobre la identidad de algunos elementos se resolvieron recurriendo a las inmersiones puntuales con escafandra autónoma y a la técnica del buzo remolcado, que consiste en arrastrar a un buceador equipado con escafandra autónoma y un *aquaplano* que le permite situarse a la profundidad deseada. Este buceador va indicando a la embarcación las discontinuidades en el fondo marino, las cuales son posicionadas mediante GPS.

El resultado de los trabajos descritos es una cartografía de las diferentes unidades de tipo de fondo y comunidades bentónicas presentes en la zona de influencia del vertido.

4.2. RESULTADOS

En la zona de influencia del vertido, donde además está instalado el emisario submarino de la EDAR de Alcúdia, se han encontrado fondos marinos rocosos, colonizados por algas fotófilas o por *Posidonia oceanica*, fondos arenosos sin cobertura vegetal, fondos arenosos colonizados por praderas de algas y de fanerógamas marinas. En el plano siguiente se puede apreciar la distribución de estos tipos de fondo.



Coincidiendo con lo representado por la cartografía oficial del LIC ES5310005 Badies de Pollença i Alcúdia, próximos a la costa se han localizado fondos rocosos poco profundos, continuación del litoral emergido, que se encuentran colonizados por comunidades de algas fotófilas. En el infralitoral superior se han identificado una comunidad dominada por el alga parda *Cystoseira amentacea* var. *stricta* la cual ocupa las plataformas de abrasión o *tenasses* que se forman a nivel de la superficie del mar, una comunidad dominadas por algas rojas como *Corallina elongata* y otra por algas verdes filamentosas (*Ulva*, *Enteromorpha*, *Cladophora*). A mayor profundidad los fondos duros infralitorales se encuentran colonizadas por la comunidad de algas fotófilas *Anadyomeno-Padinetum pavonicae*. Estas comunidades ocupan una franja relativamente estrecha y paralela e inmediata a la línea de costa. A menos de un centenar de metros son substituidas por *Posidonia oceanica*, primero instalada sobre roca, formando una semipradera de baja densidad y entremezclada con algas fotófilas, y luego constituyendo la típica mata de posidonia sobre fondo sedimentario. La franja de *P. oceanica* sobre roca, que es también paralela a la costa, desaparece aproximadamente hacia la altura del emisario. Desde aquí y en dirección al Port d'Alcúdia se extiende una superficie que debió ser pradera de *P. oceánica* de la que actualmente sólo queda la mata muerta, colonizada por el alga clorofícea *Caulerpa prolifera*.

El emisario está instalado en buena parte de su recorrido en una zanja, excavada en roca o en pradera de *Posidonia oceanica*, según el tramo. En el interior de esta zanja, de considerables dimensiones, se ha acumulado sedimento, el cual ha sido colonizado por la fanerógama *Cymodocea nodosa*, por el alga *Caulerpa prolifera*, o por una pradera mixta de ambas especies. Cabe mencionar también que algunas plantas de *P. oceanica* han colonizado algunos puntos de la zanja, formando pequeñas matas aisladas.

La pradera de *Posidonia oceánica* presenta un estado degradado en su límite superior de la zona situada frente a la escollera del Port d'Alcúdia. Esta circunstancia se debe a los mismos factores que la han hecho desaparecer en el tramo situado más hacia tierra, también frente a la escollera. Probablemente el motivo de esta situación sea la construcción de esa escollera, cual debió modificar sustancialmente la dinámica marina y la circulación y transporte de sedimento en la zona.

Otra zona de pradera de *Posidonia oceánica* en estado degradado se localiza en las inmediaciones del punto de vertido. El fondo ocupado por *P. oceanica* más próximo al tramo difusor del emisario no se puede calificar de pradera, dadas sus bajas densidad y cobertura. Es más bien una extensión de mata muerta con haces de la planta dispersos. No obstante, como al aumentar la distancia al difusor la densidad y cobertura aumentan rápidamente en un gradiente continuo, no se puede determinar dónde empieza la pradera propiamente dicha, por lo que en el plano se ha consignado todo como pradera. La degradación de la pradera en esta zona es atribuible al vertido del emisario, sobre todo considerando los valores de sedimentación total y orgánica que se han detectado en las estaciones de estudio de la pradera, tal como se explica en el siguiente capítulo.

5. EVALUACIÓN DEL ESTADO DE LA PRADERA DE POSIDONIA OCEANICA.

Posidonia oceanica es la fanerógama marina endémica más abundante en el Mar Mediterráneo encontrada desde la superficie hasta los 40 m de profundidad (Duarte, 1991).

La *Posidonia* crea extensas praderas que contribuyen a una producción primaria de 150–3000 gDWm⁻² por año (Ott, 1980; Pergent, 1990; Pergent-Martini *et al.*, 1994; Cebrian, 2001) y juegan un rol crucial en la dinámica de los ecosistemas costeros.

Estas praderas proporcionan refugio y alimento a diversas especies y son zonas de cría (Harmelin-Vivien, 1982; Heck & Toman, 1984; Bell & Pollard, 1989; Conolly, 1994; Francour & Le Direac'h, 1994; Francour, 1997). Crean además un sustento para una comunidad rica en cuanto a comunidades de organismos epifitos (Borowitzka *et al.*, 2006). La pradera de *Posidonia* es capaz de retener sedimentos a largo plazo promoviendo así su estabilidad (Mateo *et al.*, 1997; Gacia & Duarte, 2001). La pérdida de un metro de pradera puede llegar a causar la pérdida de 15 a 18 m de costa (Mazzella *et al.*, 1986; Nissi, 2012). La *P. oceanica*, en comparación con otros macrófitos bentónicos como las algas, son organismos mayores y mucho más longevos. Colonizan tanto sustratos blandos como fondos rocosos, son muy sensibles a los cambios ambientales y el hecho de que estén en íntimo contacto tanto con la columna de agua como con el sustrato (rizomas), las convierten en bioindicadores excelentes.

En particular, la fanerógama *Posidonia oceanica*, puede resultar un excelente indicador biológico de calidad al menos por tres razones:

- 1) su sensibilidad a las perturbaciones ambientales
- 2) su amplia distribución a lo largo de las costas mediterráneas
- 3) el avanzado conocimiento que se dispone sobre las respuestas específicas de la planta y su ecosistema asociado a impactos determinados.

Posidonia oceanica está incluida en el Anexo I de la Convención de Berna como especie de flora estrictamente protegida. Las praderas que conforman esta fanerógama están listadas como hábitat prioritario a conservar 1120 recogido en el Anexo I de la Directiva Habitats de la Unión Europea (Directiva 92/43 CEE; Directiva 97/62 CE; Directiva 2006/105/CE).

A nivel del Mediterráneo esta especie se contempla dentro del Anexo II del Convenio de Barcelona y a nivel nacional está incluida en el Anexo I de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad en la que se designan Zonas de Especial Conservación.

Finalmente destacar que se encuentra incluida en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas, según el Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero.

En la actualidad, los estudios sobre *Posidonia oceanica* se realizan para utilizar la información obtenida como BQE (Elemento de Calidad Biológica) para la valoración de las masas de agua costeras en los programas de monitoreo y así en este caso implementar la Directiva Marco del Agua.

5.1. MÉTODOS PARA EL CONTROL DEL ESTADO DE LA PRADERA DE *POSIDONIA OCEANICA*.

5.1.1. Estructura de la pradera de *Posidonia oceanica*.

Para la caracterización de la pradera de *Posidonia oceanica* es necesario tanto la determinación de parámetros *in situ*, como la toma de muestras.

La metodología a seguir se basa en el método estandarizado y al uso en la comunidad científica propuesto por Romero *et al.*, 2005: *The seagrass Posidonia oceanica as a quality element under the Water Framework Directive: POMI, a multivariate method to assess ecological status of Catalan coastal waters*. Working document of the POMI group, University of Barcelona and Centre d'Estudis Avancats de Blanes - CSIC).

Éste es un método para determinar la calidad del agua y el estado ecológico basado en un índice obtenido a partir de variables biológicas de la pradera de *Posidonia oceanica* y su ecosistema (*Posidonia oceánica* Multivariate Index: POMI). Su objetivo es proveer de una herramienta adecuada para que los gestores puedan determinar el estado de las aguas costeras como requiere la Directiva Marco del Agua, en la cual las praderas de fanerógamas son propuestas como elementos de calidad biológica. Así mismo, se usa para efectuar el seguimiento del estado de las praderas y su evolución a lo largo del tiempo. El método ha sido desarrollado por CEAB (CSIC) y el Departament d'Ecologia (Universitat de Barcelona) como respuesta al requerimiento de la ACA (Agència Catalana de l'Aigua, Generalitat de Catalunya).

Todo el trabajo de muestreo se desarrolla en inmersión con escafandra autónoma. Durante el muestreo se procede a la medida *in situ* de determinados parámetros (cobertura, densidad, límites superior e inferior, crecimiento de rizomas) y al muestreo biológico para posteriores análisis de laboratorio.

Una vez establecida la estación de muestreo y posicionada mediante GPS, se inician los trabajos en inmersión. En primer lugar, se marca el centro de la estación con una piqueta que se clava en el sustrato y que sirve de referencia para los transectos a desarrollar. A partir de ella se describen tres transectos longitudinales de 25 metros de largo con rumbos preestablecidos (como se muestra en el ejemplo de la imagen siguiente), a lo largo de los cuales se obtienen los datos *in situ* y las muestras para su posterior análisis en laboratorio.



En cada estación de muestreo se realizan tres réplicas (los tres transectos trazados) para cada descriptor a utilizar en la aplicación del modelo multivariable antes mencionado. El método POMI, requiere la obtención de un número elevado de descriptores, de entre los cuales se han seleccionado los siguientes:

Nivel individual:

- Mediciones morfométricas
- Superficie de haces presentes
- Porcentaje de hojas necrosadas
- Grado de epifitismo

Nivel poblacional:

- Cobertura de la pradera (Lineal Transect Method: Renom and Romero, 2001).
- Densidad de haces (n° de haces/ m^2 medidos en varias réplicas de 25 x 25 cm. Pergent *et al.*, 1995)
- Dominancia de tipos de rizomas según su crecimiento (plagiótropo u ortótropo, por lectura de cuadrículas de 50 x 50 cm).

Otros descriptores:

- Descripción del tipo de sustrato donde se establece la pradera (arena, roca, guijarros).
- Grado de enterramiento/desenterramiento de los haces.

El trabajo en inmersión consiste en las siguientes tareas:

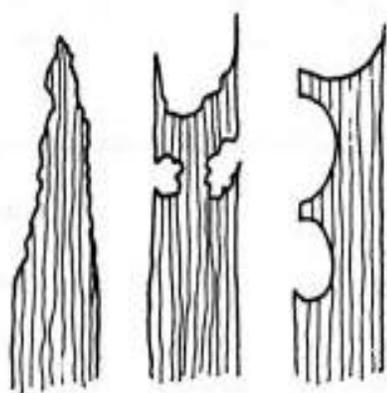
- Se procede a la realización de los transectos de evaluación de la densidad y la cobertura de la pradera, así como a la toma de fotografías representativas, el registro de datos de tipo de fondo, presencia de algas invasoras y censos de nacras, y la colocación de trampas de sedimento.
- En cada estación se recogen un mínimo de 20 haces para la determinación de parámetros relacionados con la fenología de la planta.
- Una vez en la embarcación las muestras se conservan en frío, para su transporte hasta el laboratorio.

En el laboratorio, los trabajos desempeñados son los siguientes:

Separación del haz individual del rizoma de la planta. Las hojas se encuentran imbricadas, siendo la más externa la más vieja y la más interna, la más joven. A continuación se separan las hojas y se ordenan según el rango de inserción de la más vieja a la más joven.

Se Llevan a cabo las mediciones morfométricas. Para cada hoja se miden los siguientes parámetros

- Longitud total. Es la longitud entre la lígula de la hoja, que se distingue por su color blanco, hasta el ápice de la hoja. Aunque la hoja esté deteriorada se mide hasta donde sea posible.
- Anchura. Se mide hacia la mitad de la hoja para que la medida sea lo más representativa posible.
- Estado del ápice. Puede estar entero, roto por el oleaje o comido por algún herbívoro. Da una idea del grado de estrés ambiental que soporta la pradera (herbivorismo, hidrodinámica, fondeo).
- Porcentaje de tejido verde/tejido marrón. Informa sobre la vitalidad de la planta. Cuanto más tejido verde, mayor poder fotosintetizador y mejor estado de la pradera.



Diferentes tipos de erosión debidas a mordeduras de herbívoros.



Banco de salpas alimentándose en la pradera de Posidonia

Para el conjunto de hojas de cada haz independiente:

- Se anota el número de hojas por haz, clasificadas según el tipo de hoja (juvenil, intermedia o adulta).
- Se determina el grado de epibiosis (recubrimiento de las hojas por algas y animales epífitos). A mayor grado de epífitos menor poder fotosintético y menor vitalidad de la planta. Para calcular la epibiosis se procede al raspado de los epífitos de cada una de las hojas del haz, con un escalpelo, y se depositan en un recipiente de aluminio previamente tarado. Dichos recipientes son vueltos a pesar (EN balanza analítica de precisión) antes y después de secado en estufa a 80°C durante 48 h, hasta peso constante. La diferencia de peso (peso seco por haz) antes y después de la desecación de la muestra es la biomasa de epífitos. Posteriormente se realiza la combustión de los epífitos introduciendo el recipiente de aluminio en un horno mufla a 450°C durante 2 horas. Se pesa de nuevo el recipiente una vez enfriado. La diferencia de peso con la tara inicial corresponde al peso de las cenizas, es decir, el peso de la parte mineral de los epífitos. Conocida la parte mineral, se puede restar del peso seco de los epífitos para obtener el peso seco de la parte orgánica de los mismos. La cantidad de epífitos para un haz de hojas de *Posidonia* se expresa en gramos por centímetro cuadrado de hoja. Es un valor que, como para la mayoría de parámetros a seguir en *Posidonia*, depende mucho del momento del año en que se realiza (dependiendo del ciclo vital de la planta), por lo que para su correcta interpretación, las mediciones se han de obtener siempre en la misma época del año. Se realiza este cálculo para un mínimo de 5 haces con el objeto de poder extraer un valor promedio y su correspondiente error estándar.



Detalle hoja de Posidonia epifitada por algas y briozoos.

Superficie foliar por haz: es la superficie acumulada de la totalidad de las hojas pertenecientes a un mismo haz. Para un mismo punto de muestreo se determina en 10 réplicas de haces diferentes midiendo la longitud y la anchura de cada hoja para calcular su superficie. Luego se suman las superficies de todas las hojas de un haz y el resultado se expresa en cm^2/haz . Se puede también aplicar un método automático que consiste en disponer ordenadamente todas las hojas de un haz sobre un escáner (ver imagen más adelante) plano de sobremesa, obtener una imagen a escala 1:1 y posteriormente analizarla mediante un software apropiado que determina directamente la superficie. Este método automático es más preciso, más rápido, permite conservar una imagen de las hojas de cada haz analizado, y sirve también para analizar el siguiente parámetro.



Ejemplo de hojas de un haz escaneadas para su análisis.

Porcentaje de necrosis foliares: las necrosis foliares aparecen como puntos o manchas pardas o negras sobre las hojas. Si bien la necrosis es un fenómeno natural que aparece sobre hojas viejas, su frecuencia es mayor cuando existen factores de estrés. Este parámetro se expresa como el porcentaje de hojas con necrosis respecto del total de hojas de cada una de las réplicas de haces analizadas.

Se calcularán además los siguientes índices propuestos por Buia *et al.* (2003):

Índice de superficie foliar (LAI): determina la relación existente entre la superficie de las hojas y la superficie de sustrato. Se calcula de la siguiente manera: el valor de superficie media de cada tipo de hoja (juveniles excluidas) se multiplica por el número medio de hojas de ese tipo que hay en un haz y

por el número medio de haces que hay en un metro cuadrado de pradera. Así se obtiene un LAI para las hojas intermedias y las adultas, y sumándolos se obtiene el LAI total. Es una medida de la superficie de hojas de Posidonia que hay por metro cuadrado, índice muy útil para seguir la evolución de las praderas a medio y largo plazo.

Coefficiente A: es el porcentaje de hojas con el ápice erosionado entre el número total de hojas (juveniles excluidas). Puede indicar un nivel elevado de herbivorismo, un alto hidrodinamismo, o factores físicos externos, como el efecto de fondeos con ancla. Su seguimiento a lo largo del tiempo es fundamental para un mayor grado de conocimiento de la cinética de las praderas.

A nivel poblacional, se estima la **Cobertura de la pradera:** La tendencia general de las praderas es a ocupar el espacio de forma heterogénea. La distribución de los haces se realiza por contagio, de forma que no cubre el terreno de igual forma, lo hace a manchas. Esta forma de ocupar el espacio es la base del método que se utiliza y que se expone a continuación. Consiste en realizar transectos replicados de medida de la cobertura mediante el método de "line intercept" (Renom y Romero, 2001). Estos transectos permiten una estima de la cobertura y extensión de la pradera en cada estación de muestreo. En el punto central se fija el extremo de una cinta métrica de 25m con una piqueta, que se deja fijada y convenientemente marcada y codificada para sucesivos seguimientos. Se inicia el transecto extendiendo la cinta manteniendo el rumbo a lo largo de todo el transecto. Se fija el final del transecto, a los 25 m, por medio de otra piqueta.



Posteriormente se recorre la cinta desde el principio tomando nota de la longitud de la cinta a la que se encuentran los diferentes sustratos. Los datos se anotaron con lápiz sobre hojas de papel de poliéster colocadas sobre una tablilla de plástico rígido. Esta medida de la longitud es proporcional a la ocupación del fondo por cada tipo de sustrato y representa una estimación de la cobertura de la

pradera, expresándose en tanto por ciento de recubrimiento. A mayor cobertura mejor estado de la pradera.

Una vez terminado el transecto se desclava la segunda piqueta y se recoge la cinta. Se repite el proceso para los otros dos transectos de cada estación. Los tipos de sustrato que se registran son: Pradera de *P. oceanica* (P), Mata muerta de *P. oceanica* (MM), Arena (A) y Roca (R).

Densidad de haces: las fanerógamas marinas son plantas clonales, y sus poblaciones están por lo tanto compuestas por una serie de elementos similares (haces) producidos vegetativamente. Los haces son las unidades básicas de las praderas y, por tanto, su abundancia numérica es una herramienta básica para describir la estructura de la pradera. De hecho la densidad de haces es un parámetro clave incluido en cualquier programa de monitorización o en una valoración del estado de la pradera. La densidad aplicada a las praderas se define como el número de haces de planta por unidad de superficie.

Para la determinación de la densidad de haces se utiliza un marco de PVC de área conocida (25x25cms), que se deja caer al azar en los sitios establecidos y se cuenta el número de haces que quedan en su interior. Sobre cada transecto, se mide la densidad a las distancias sobre la cinta métrica de 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, 16, 18 y 20 m.



Cabe distinguir entre la densidad fundamental de haces, que es el número de haces por metro cuadrado cuando la cobertura de la pradera es del cien por cien y densidad global de la pradera, que se calcula combinando la densidad fundamental con la cobertura media de la pradera para la estación. La densidad de haces es el descriptor de abundancia de posidonia que mejor reacciona a los cambios en las condiciones del agua y a las condiciones del sedimento (Díaz y Marbà, 2009).

Una clasificación relativamente reciente y aceptada por la comunidad científica considera además de la densidad, la profundidad de la estación muestreada. Esta clasificación es la de Pergent *et al.*, 1995, Pergent-Martini y Pergent, 1996, como se establece en la siguiente tabla:

profundidad	DESFAVORABLE	DESFAVORABLE	FAVORABLE	
	Malo	Inadecuado	Normal	Alta
1	<822	822-934	934-1158	>1158
5	<413	413-525	525-749	>749
10	<237	237-349	349-573	>573
15	<134	134-246	246-470	>470
20	<61	61-173	173-397	>397
21	<48	48-160	160-384	>384
22	<37	37-149	149-373	>373
23	<25	25-137	137-361	>361
24	<14	14-126	126-350	>350
25	<4	4-116	116-340	>340
26		<106	106-330	>330
27		<96	96-320	>320
28		<87	87-311	>311
29		<78	78-302	>302
30		<70	70-294	>294
35		<31	31-255	>255

Según esta clasificación de la densidad global (en haces por metro cuadrado) de la pradera según la profundidad se consideran tres estados de conservación:

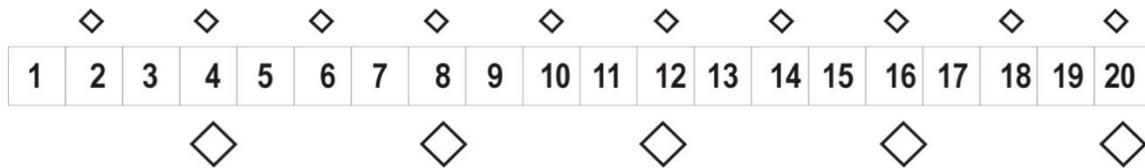
Favorable: Donde la densidad global de haces en la estación es normal o alta para su profundidad.

Desfavorable-inadecuada: en la que la densidad global de haces en la estación es baja para su profundidad.

Desfavorable-malo: la densidad global de haces en la estación es muy baja para su profundidad (Díaz y Marbà, 2009).

La importancia de considerar la profundidad reside en que determina la intensidad de luz incidente y ésta, a su vez, es un factor limitante en el desarrollo de la pradera y en la densidad de haces alcanzada. Se trata, pues, de una aproximación más precisa para valorar las densidades de haces obtenidas en la caracterización de las praderas de *Posidonia oceanica*.

Dominancia de la tipología de crecimiento de rizomas: *Posidonia oceanica* posee dos tipos de haces, los de los rizomas verticales (llamados haces) y los de los rizomas horizontales (llamados ápices). La densidad de haces es mayor a la de ápices. La dominancia del crecimiento horizontal (plagiotrópico) o vertical (ortotrópico) de los rizomas se estima en los mismos transectos, pero utilizando marcos de PVC de 50x50cm, que se dejan caer al azar sobre las distancias 4, 8, 12, 16 y 20 m de cada transecto. Se realizan conteos para determinar la densidad de estos haces.



Esquema de la distribución de los recuentos de los dos tipos de haces.

En praderas que presentan claros y en zonas de límite de pradera o praderas en expansión, la proporción de haces horizontales debería incrementarse como evidencia de un buen estado de salud de la pradera y una colonización de áreas vecinas. El ratio de haces horizontales frente a verticales debería ser mayor en praderas saludables y en expansión o con tendencia al recubrimiento de “calvas” (Boudouresque *et al.*, 2007).

Grado de desenterramiento de los rizomas: en praderas amenazadas por fondeos y anclajes, arrastres ilegales o por cambios en la dinámica sedimentaria es conveniente la toma de medias del grado de desenterramiento de los rizomas de la planta, que evidencia la erosión de la pradera por desequilibrio sedimentario y por el efecto de fondeos y anclajes (Francour *et al.*, 1999, Ruiz *et al.*, 2006). Se mide en inmersión mediante una regla la distancia entre la superficie del sedimento y el fin de la lígula de una de las hojas externas del haz (Díaz y Marbà, 2009). Se repite la medida en 12 haces por estación.

Con la totalidad de los parámetros registrados *in situ* y los cálculos de parámetros compuestos, así como de los índices y coeficientes más complejos, se elabora una base de datos dinámica de la que se extrae la información para cada estación de muestreo y réplica. Se analiza la información y se configuran las tablas resumen en la que, además de los resultados para los principales parámetros analizados, se clasifica la pradera según su estado y se da una valoración de la misma teniendo en consideración la totalidad de los parámetros estudiados.

Tratamiento estadístico de los datos: Con el conjunto de los datos y para comparar resultados entre los sucesivos muestreos, se realiza un análisis estadístico de los resultados con el fin de identificar diferencias significativas en la evolución de los diferentes parámetros. El análisis a aplicar para las variables densidad, contenido en epífitos, haces horizontales, recubrimiento, coeficiente A y LAI es un análisis de la varianza (**ANOVA**) para el factor tiempo.

Previamente al análisis se efectúa un test para evaluar la homogeneidad de la varianza, procediendo a la transformación, bajo fórmulas sencillas, de las variables que necesiten la normalización por presentar varianzas diferentes. En el caso de heterogeneidad de varianzas y únicamente cuando los resultados del análisis indiquen diferencias significativas entre muestreos, los valores de los parámetros a analizar se transforman en $\ln(x + 0,1)$. Si después de aplicada la transformación las varianzas siguen siendo heterogéneas, se realiza el análisis de los datos sin transformar, disminuyendo el nivel de significación a 0.01 (en lugar de 0.05, que es lo habitual). Posteriormente, y cuando los resultados del ANOVA indican diferencias significativas entre zonas, se aplica el test de Student Newman (SNK) o el test de Tukey para la comparación individual de las medias.

Para la realización de este análisis se establece una hipótesis nula basada en la igualdad de las estimaciones de las diferentes variables a lo largo del tiempo. El resultado de aplicar el test a los datos

es un valor (llamado P-valor) que es el que se ha de contrastar con el nivel de confianza (α) fijado de antemano.

Los resultados se aceptan estableciendo el nivel de confianza de $\alpha=0,05$ (0,01 en caso de heterogeneidad de varianzas que no desaparecen con la transformación logarítmica). Sólo cuando el P-valor obtenido del test ANOVA es menor de 0,05, se rechazará la hipótesis inicial de igualdad de medias, considerando entonces que hay diferencias reales entre el parámetro obtenido en distintos muestreos. Por el contrario, la obtención de un P-valor mayor que 0,05, no implica que no haya diferencias reales entre las medias, sino que los datos obtenidos no presentan evidencias suficientes para rechazar la hipótesis de igualdad.

La existencia de diferencias estadísticamente significativas se interpreta como una diferenciación objetiva de los resultados de la variable de que se trate entre muestreos a lo largo del tiempo y, por tanto, se puede concluir en una evolución de la variable (ya sea en sentido positivo o negativo).

5.1.2. Determinación de los valores de sedimentación sobre pradera de *Posidonia oceanica*.

Los métodos descritos en esta propuesta están basados en los contenidos de la publicación de Díaz, E. & Marbà, N., 2009. 1120 *Posidonion oceanicae*. Praderas de *Posidonia oceanica* (*). En: VV.AA., *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 129 p

Estas *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat naturales de interés comunitario en España* tienen como finalidad proporcionar una información completa, a partir del mejor conocimiento científico disponible, sobre los tipos de ecosistemas españoles que están incluidos en el anexo I de la Directiva Hábitat y que, en consecuencia, están reconocidos como tipos de hábitat naturales de importancia comunitaria. En particular, sus objetivos principales son identificarlos y describirlos adecuadamente y, sobre todo, tipificar sus respectivos estados favorables de conservación, para tener una imagen definida de hacia dónde deben orientarse las acciones para cumplir con esa obligación jurídica, impuesta por la Directiva Hábitat y recogida por la legislación estatal, de conservarlos o restaurarlos en un estado favorable.

En concreto, la publicación de Díaz y Marbà (2009) mencionada describe pormenorizadamente el tipo de hábitat Praderas de *Posidonia oceanica*, contiene información detallada sobre su distribución geográfica y su caracterización ecológica –incluyendo, de manera destacada, la identificación de los factores ecológicos que lo regulan–, revisa y valora los parámetros que definen su estado de conservación, propone un protocolo específico para determinarlo, avanza una evaluación de su estado actual por región biogeográfica y para el conjunto del territorio español y sugiere algunas recomendaciones básicas para su gestión. Es, en definitiva, un instrumento de referencia para la conservación del hábitat que responde a cuestiones como qué factores bióticos y abióticos rigen su estructura, su funcionamiento, su dinámica temporal y sus relaciones ecológicas con otros ecosistemas, y cómo se puede prescribir una métrica adecuada y articular un procedimiento sencillo de medición que informe sobre el estado actual de conservación del tipo de hábitat, a distintas escalas espaciales, y permita monitorizar su evolución en el tiempo.

La tasa de sedimentación total, orgánica y de nutrientes sobre las praderas de *Posidonia oceanica* se ha revelado un buen predictor de la estabilidad de estas praderas. El declive anual de las praderas crece exponencialmente con el aumento de la tasa de sedimentación bentónica sobre ellas. Esta relación se da para diversas variables consideradas en relación al factor sedimentación bentónica: sedimentación total y sedimentación orgánica.

Estudios recientes han permitido establecer, de manera provisional, unos umbrales para esos parámetros por encima de los cuales la mortalidad de los haces de *Posidonia oceanica* y el declive de la pradera se aceleran:

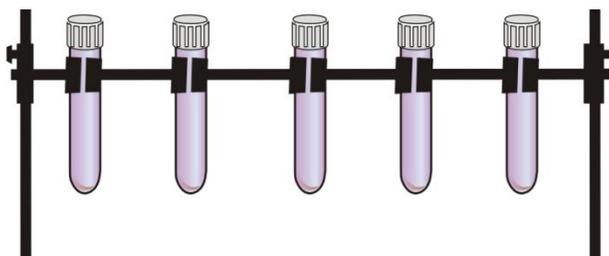
- Tasa de sedimentación bentónica. El umbral de sedimentación tolerable por la pradera se establece en $5 \text{ g/m}^2 \text{ día}$.
- Tasa de sedimentación orgánica. El umbral de sedimentación orgánica tolerable por la pradera se establece entre $1,5$ y $2 \text{ g/m}^2 \text{ día}$.

Díaz & Marbà (2009) consideran las variables *Tasa de sedimentación total* y *Tasa de sedimentación orgánica* como obligatorias en la evaluación del estado de conservación de las praderas.

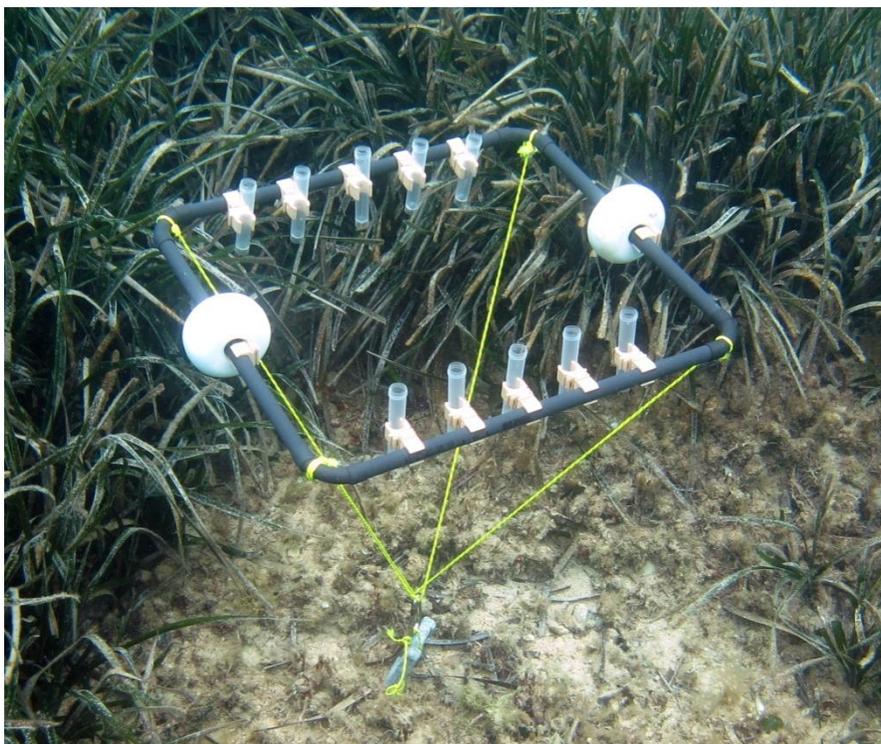
Metodología.

La determinación de los valores de sedimentación sobre la pradera requiere del muestreo con trampas de sedimentación que deben ser instaladas y retiradas por buceadores especializados.

Cada trampa de sedimento está formada por un soporte de acero inoxidable que con cinco abrazaderas sostiene cinco tubos de flotabilidad negativa, separados 4 cm entre sí. Los tubos pueden tener diferentes dimensiones, pero han de cumplir que la razón entre la altura y el diámetro debe ser igual o mayor que cinco, para maximizar la eficiencia de captación de sedimento. En este sentido, los tubos de centrifuga de 10 ml, de vidrio o de plástico, con tapón de baquelita a rosca, son muy apropiados.



Una vez montadas y etiquetadas las trampas de sedimento, en la superficie se llenan todos los tubos con agua marina filtrada y se cierran con los tapones. En cada estación de muestreo se colocan dos trampas de sedimento de cinco tubos cada una. Los buceadores clavan los soportes en el fondo y colocan las trampas a la altura del dosel foliar de la pradera, es decir, entre las hojas. Es muy importante no resuspender los sedimentos del fondo durante toda la operación. Una vez instaladas, se quitan los tapones de los tubos y se guardan hasta la recogida de las trampas. Debe anotarse la hora de instalación de las trampas.



Entre 24 y 72 horas después (dependiendo de la sedimentación esperada y del tiempo disponible, idealmente al menos 48 horas) se recogen las trampas. Antes de recogerlas hay que tapar los tubos para evitar la pérdida o contaminación de las muestras. Se anota la hora de recogida.

En el laboratorio, se filtra el agua de los tubos con la ayuda de una bomba de vacío y una rampa de filtración, a través de filtros de fibra de vidrio whatman GF/F de 25 mm de diámetro. Se pueden combinar en un solo filtro las muestras de uno o varios tubos de las trampas, dependiendo de la cantidad de muestra, pero es necesario que al final queden al menos tres filtros distintos con muestra para cada variable, para obtener así tres valores de sedimentación por estación y poder obtener una media y un error estándar para cada estación. Es importante que todo el sedimento de los tubos vaya a parar al filtro. Para ello, se pueden lavar añadiendo agua destilada a los posos del tubo y vertiendo el contenido en el mismo filtro. Esta operación no altera los valores y no requiere cálculo de corrección alguno.

Los filtros habrán sido previamente lavados e incinerados a 500°C durante 4 horas, para eliminar cualquier resto de sustancia soluble o volátil, que alteraría los resultados. Una vez enfriados, los filtros se identifican, se pesan en balanza analítica y se registra cada peso para su uso posterior.

Para la determinación de la *Tasa de sedimentación total* y la *Tasa de sedimentación orgánica*, se sigue el método gravimétrico (APHA-AWWA-WPCF, 1981). Los filtros con la muestra son secados en una estufa a 60 C° durante 24 horas y, entonces, se pesa cada uno de nuevo en balanza analítica. Una vez

determinado el peso seco total, se incineran los filtros a 500°C durante 4 horas, para combustionar la materia orgánica del sedimento. Tras esta operación se vuelve a pesar el filtro. La diferencia entre peso seco y peso del filtro dará el peso del sedimento filtrado. La diferencia entre peso de cenizas y peso del filtro dará el peso de la materia orgánica contenida en la muestra.

Finalmente, la *Tasa de sedimentación total* y la *Tasa de sedimentación orgánica* se obtienen dividiendo los pesos seco y de materia orgánica entre la superficie (en m²) de la boca del tubo utilizado para obtener la muestra. Si la muestra proviene de varios tubos combinados, la superficie se multiplicará por el número de tubos. Los valores obtenidos se han de dividir por el tiempo que las trampas hayan estado instaladas en el fondo (en días), obteniendo las tasas de sedimentación, expresadas en g/m² día.

Díaz y Marbà (2009) recomiendan una frecuencia anual para la determinación de las variables *Tasa de sedimentación total* y *Tasa de sedimentación orgánica*, aplicada a la época de máxima sedimentación. Estos autores establecen las siguientes tipologías de estado de conservación para estos dos parámetros:

Sedimentación total bentónica:

Favorable: la tasa de sedimentación bentónica en la estación es inferior a 5 g/m²día.

Desfavorable-inadecuado: la tasa de sedimentación bentónica en la estación se encuentra entre 5 y 8 g/m²día.

Desfavorable-malo: la tasa de sedimentación bentónica en la estación es superior a 8 g/m²día.

Sedimentación orgánica:

Favorable: la tasa de sedimentación orgánica en la estación es inferior a 1,5 g/m²día.

Desfavorable-inadecuado: la tasa de sedimentación orgánica en la estación se encuentra entre 1,5 y 4 g/m²día.

Desfavorable-malo: la tasa de sedimentación orgánica en la estación es superior a 4 g/m²día.

5.1.3. Monitorización de la presencia y/o colonización de especies de algas invasoras.

En el medio marino mediterráneo se han producido introducciones de especies de animales y plantas exóticos. Con frecuencia, la introducción de estas especies no tiene una repercusión clara sobre el funcionamiento de los ecosistemas, pero en algunos casos las consecuencias para la biota y los ecosistemas nativos han sido muy negativas (Boudouresque y Ribera, 1994; Verlaque, 1994).

Las vías de entrada de estos invasores son diversas, aunque detrás de la mayoría de ellas se encuentra alguna actividad humana que las propicia, ya sea de manera intencionada o fortuita.

La vía más clásica, conocida como migración lessepsiana, es consecuencia de la apertura del Canal de Suez, que puso en contacto las biotas del Mediterráneo por una parte y del mar Rojo por otro. Especies que han migrado en dirección al Mediterráneo han encontrado un medio apropiado y unos competidores menos eficientes que los propios invasores, de manera que el establecimiento de nuevas

especies es muy importante, hasta el punto que la biota del Mediterráneo Oriental se parece cada vez menos a la original (Ros, 2001).

El transporte por mar es otra importante vía de dispersión e introducción de especies foráneas, que adheridas al casco de los barcos o en las aguas de lastre pueden desplazarse a grandes distancias.

Las actividades de acuicultura constituyen otra importante vía de importación de especies alóctonas, ya sean éstas el objeto de explotación, o las que las acompañan (epibiontes, comensales).

La entrada al Mediterráneo a través del estrecho de Gibraltar puede considerarse una vía natural, aunque es posible que recientes colonizaciones que la han utilizado estén relacionadas con un eventual calentamiento de sus aguas, fenómeno con el cual las actividades humanas también tendrían relación.

A nivel local, el fondeo libre de embarcaciones de recreo es considerado un factor de dispersión de las especies de algas introducidas, por la capacidad que tienen anclas y cadenas de arrancar fragmentos en lugares colonizados y transportarlos a nuevas zonas, donde las embarcaciones vuelvan a fondear.

El proceso de calentamiento del mar Mediterráneo y de disminución de la transparencia del agua actúan sinérgicamente favoreciendo el desplazamiento de especies estenoicas como *Posidonia oceanica* y muchas de sus especies asociadas, por asociaciones menos estructuradas de especies eurioicas, generalmente de origen tropical y crecimiento rápido. Entre ellas las más comunes son las algas del género *Caulerpa* (*C. taxifolia*, *C. cylindracea*) y las algas filamentosas *Lophocladia lallemandii* y *Womersleyella setacea*. Las especies de *Caulerpa* son capaces de colonizar los bordes y claros de pradera, así como las áreas de pradera con poca densidad, donde llega suficiente luz a los rizomas, aunque no parecen penetrar en las zonas de pradera densa. Sin embargo, *Caulerpa taxifolia* es capaz de trepar hasta el dosel foliar mediante rizoides compitiendo por la luz con las hojas de *P. oceanica*. *Lophocladia lallemandii* crece epífita sobre las hojas y rizomas de *P. oceanica* y puede llegar a formar una maraña densa de filamentos, hojas y sedimento, que las hojas de *P. oceanica* no logran atravesar. *Womersleyella setacea* es otra especie invasora del estrato de los rizomas de la pradera, que empobrece la flora y fauna sésil del estrato de los rizomas, ya que las algas epífitas de porte foliar o incrustante son desplazadas por algas de tipo filamentoso.

Recientemente las Baleares han experimentado la introducción de diversas especies de algas marinas macrófitas, algunas con una clara capacidad invasiva (Ballesteros, 2004). El hecho se ha calificado como uno de los problemas actualmente más inquietantes en los espacios marinos protegidos de Baleares (Ballesteros *et al.*, 2001.) A continuación se exponen la cronología de su llegada, así como algunos aspectos de su distribución y biología en Baleares.

Caulerpa taxifolia: alga clorofícea de origen pantropical, cuya presencia en el Mediterráneo se conoce desde 1984 (Meinesz & Hesse, 1991), cuando se descubrió en la costa de Mónaco. Desde entonces se ha extendido tanto hacia el este (costa italiana) como hacia el oeste (costa francesa) (Meinesz *et al.*, 1992). Su localización en aguas de Baleares data de 1992, cuando se detectó su presencia en Cala d'Or (Santanyí, Mallorca) (Pou *et al.*, 1993). Posteriormente se detectó en Portopetro (Santanyí, Mallorca) y Portocolom (Felanitx, Mallorca) (Vicens, 1999). En las localidades de donde es originaria tiene un porte discreto y una distribución laxa en la ocupación del sustrato, pero muchas poblaciones del

Mediterráneo exhiben una gran capacidad para formar densas praderas que recubren por completo el bentos original.



Caulerpa cylindracea: es la última incorporación conocida a la flora algológica balear, cuya localización data de 1998 (Ballesteros *et al.*, 1999). Es una cloroficea de distribución circumtropical muy citada recientemente para el Mediterráneo, principalmente en su cuenca oriental. En el Mediterráneo occidental se ha detectado su presencia actual en la costa italiana, la francesa y la española. Las observaciones realizadas hasta la fecha parecen indicar que esta especie se encuentra en expansión, y ha demostrado en determinados lugares (costa italiana) una capacidad invasiva de extraordinaria virulencia.



Womersleyella setacea: rodofícea de talla reducida y origen tropical, introducida en el Mediterráneo hacia el año 1987 (Verlaque, 1989), que actualmente ha alcanzado una gran extensión (Athanasiadis, 1997). En Baleares se conoce desde 1994 (Ballesteros *et al.*, 1997). Actualmente es considerada una plaga, sobre todo en el infralitoral inferior y el circalitoral (Ballesteros *et al.*, 2001), y afecta especialmente a los fondos coralígenos y detríticos con rodofíceas. No han sido encontrados talos fértiles en el Mediterráneo, donde probablemente se multiplica de forma vegetativa (Cebrian y Rodríguez-Prieto, 2012)



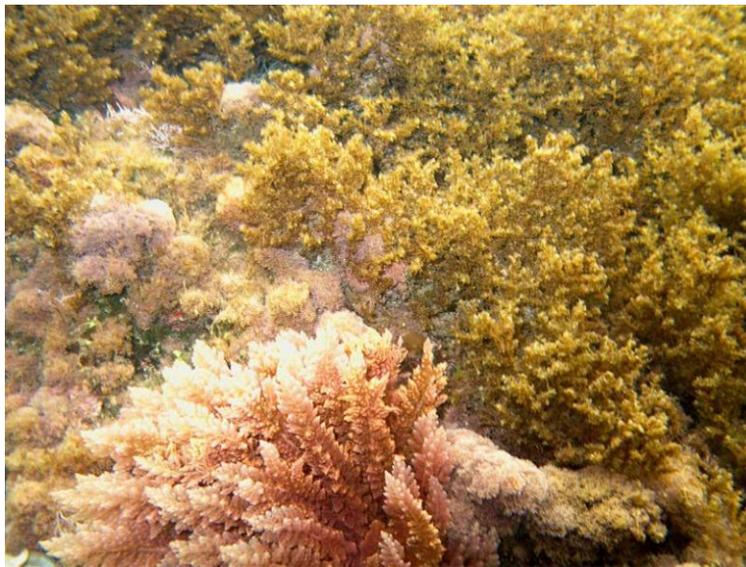
Acrothamnion preisii: pequeña rodofícea de afinidades tropicales conocida en el Mediterráneo desde 1968 (Cinelli y Sartoni, 1969), y en Baleares desde 1993 (Ferrer *et al.*, 1994), cuando fue localizada en la costa norte de Mallorca. Actualmente es abundante en todas las costas de Mallorca y Menorca (Ballesteros *et al.*, 2001), donde coloniza principalmente los rizomas de *Posidonia oceanica*.



Lophocladia lallemandii: también rodofícea de afinidades tropicales, parece haber accedido al Mediterráneo a través del Canal de Suez, puesto que coloniza el mar Rojo y es actualmente común en el Mediterráneo oriental (desde Turquía hasta Túnez). En el Mediterráneo occidental es rara, habiendo sido citada de Argelia, Murcia, Cerdeña y sur de Italia. En ninguno de estos lugares ha sido descrito un desarrollo invasivo tal que haya afectado a otras algas o comunidades. Muy al contrario, desde que se descubriera en la costa norte de Ibiza en 1995 (Pantzner, 1998), en pocos años ha experimentado una espectacular expansión en la costa ibicenca, colonizando todo tipo de comunidades de sustrato duro y alcanzando recubrimientos extraordinarios. En la actualidad, su presencia se ha constatado en todo el archipiélago balear, con dominancias absolutas en muchos lugares.



Asparagopsis taxiformis: rodofícea de porte considerable en su fase gametofítica, fue localizada por primera vez en Baleares en la costa occidental de Menorca, en 1993 (Ballesteros y Rodríguez-Prieto, 1996). De distribución muy amplia en mares tropicales y subtropicales, su presencia en el Mediterráneo se conocía de las costas de Libia, Egipto y Argelia, y su origen se atribuyó inicialmente a la migración lessepsiana. Sin embargo, los hechos que los datos referentes a Argelia consistieran en restos de arribazón, que sea una especie abundante en la región macaronésica y que se haya encontrado en Baleares, hacen pensar en una posible entrada al Mediterráneo a través del estrecho de Gibraltar (Ballesteros y Rodríguez-Prieto, 1996). *Asparagopsis taxiformis* tiene una fase esporofítica muy diferente a la gametofítica, conocida como fase *Falkenbergia* porque se atribuyó durante mucho tiempo a otra especie. Existe otra especie del mismo género, *Asparagopsis armata*, también introducida en el Mediterráneo, cuya presencia era conocida en el levante peninsular, en especial en las costas de Girona. Los esporofitos de ambas especies son morfológicamente idénticos, y solamente se pueden diferenciar por métodos de análisis genético. En Mallorca y Menorca se había citado *Falkenbergia rufolanosa* (Ribera y Gómez, 1984), fase esporofítica de *Asparagopsis armata*, pero no se había hallado la fase gametofítica. A consecuencia de todo lo anterior, en la actualidad no es posible en Baleares atribuir a una de las dos especies de *Asparagopsis* los esporofitos hallados, así como tampoco es segura la presencia de *Asparagopsis armata*.



En Baleares, todas las especies mencionadas están citadas en las cuatro islas mayores, aunque no se dispone de información detallada de su distribución a lo largo de todas las costas baleares. A nivel local su presencia puede relacionarse con el fondeo libre y el transporte de fragmentos en anclas y cadenas.

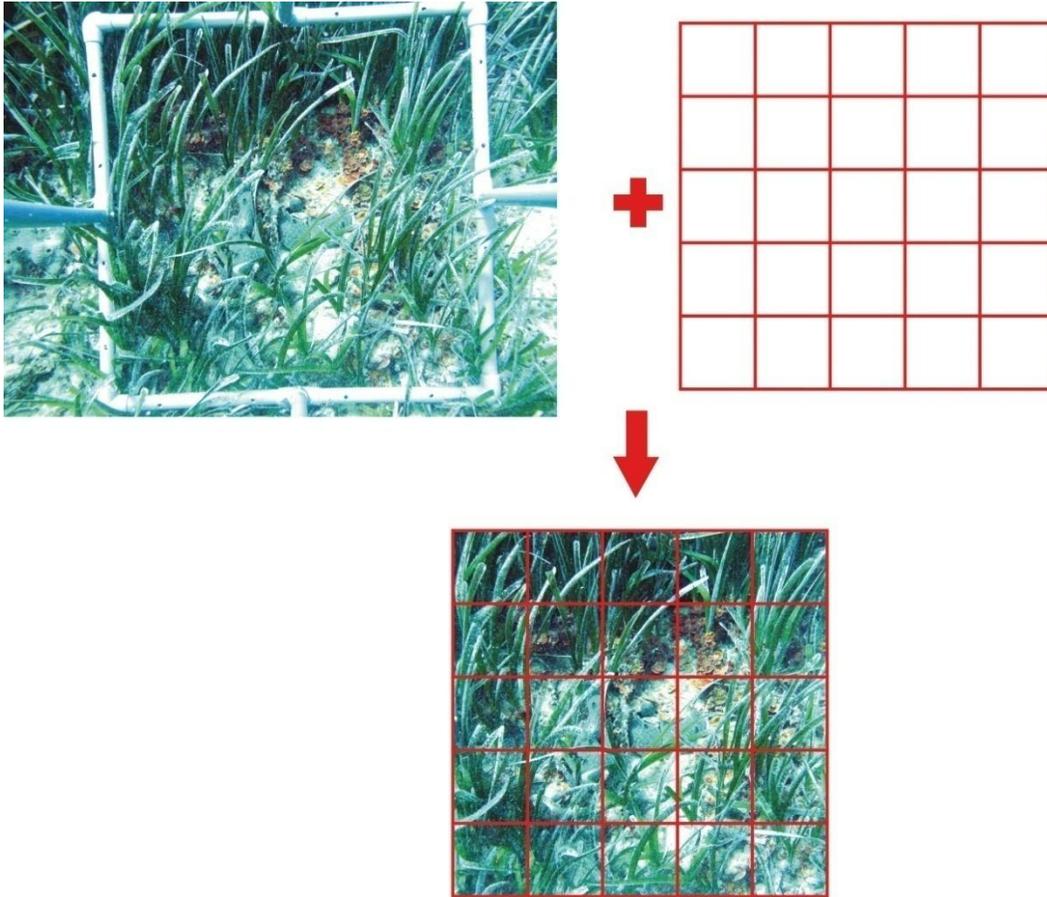
En la estación de muestreo para la caracterización de la pradera de *Posidonia oceanica* se consigna un dato de presencia/ausencia de cada una de las especies invasoras. Además, para las estaciones con presencia del alga se combinan los datos de cobertura (%) con los de peso seco recolectado en un área conocida, para obtener una estima promedio de la biomasa de alga, expresada en g/m² de peso seco. Para ello, en los mismos cuadrados de cobertura y densidad propuestos para la caracterización de la

pradera de *Posidonia oceanica*, se estima la cobertura de *Caulerpa* spp., *Lophocladia lallemandii* y *Acrothamnion preisii*, y otras especies invasoras si las hubiera, según la proyección vertical de los frondes sobre el fondo. Se cuantifica la cobertura (como expresión de las frecuencias de aparición) de las especies invasoras recurriendo a un método indirecto mediante análisis de imágenes tomadas perpendicularmente al fondo y siempre a la misma distancia. Esto permite optimizar mucho el tiempo de trabajo en inmersión y conseguir un mayor grado de replicación, puesto que las imágenes se analizan en el gabinete. Para la toma de imágenes sobre las cuales determinar la cobertura algal se utiliza un marco cuadrado de 25cmx25cm provisto de un soporte al que se fija una cámara fotográfica digital submarina de elevada resolución, para mantener constante la distancia de enfoque, y un juego de flashes externos.



Para el análisis fotogramétrico de las imágenes, con el fin de obtener los datos de cobertura de las diferentes especies presentes, en primer lugar se corrige la exposición y el contraste en caso necesario para mejorar la visualización. A cada imagen se superpone una cuadrícula de 25 cuadros (5x5) de 5cm de lado cada uno, ajustada a los bordes del marco utilizado en la fotografía. Esto se realiza sobre el programa vectorial Corel Draw 9.0, que permite la comodidad de trabajar por capas. Una vez visualizada la fotografía en el programa, y superpuesta la cuadrícula, se revisa en detalle cada uno de los cuadrados haciendo una ampliación a pantalla completa utilizando la herramienta de ampliación hasta donde haga falta para identificar las algas y anotar las cuadrículas en que aparecen las especies

estudiadas. Así pues, la frecuencia de aparición de cada especie se da calculando el porcentaje de cuadrados en que aparece, respecto del total de cuadrados de la imagen. Estrictamente no se trata de una cobertura, pero se puede asumir como tal, puesto que por definición la cobertura es el límite de la frecuencia de aparición cuando la superficie de cada cuadrado tiende a cero y su número a infinito.



Además de lo anterior, durante las inmersiones se explora visualmente el área de la estación (unos 20 m alrededor) por si se encontraran estas algas en alguna zona externa a los transectos. En 3 subcuadros de 20x20 cm, con cobertura del 100% a ser posible del alga invasora, se arranca toda la biomasa correspondiente a la especie, con cuidado de no dejar escapar fragmentos (para incrementar la exactitud de la medida y para evitar que el fragmento colonice otras zonas). Las tres muestras de cada especie de alga se secan en una estufa a 60°C durante 12 horas y se pesan, para determinar la biomasa en peso seco por unidad de superficie.

La frecuencia para el desarrollo del trabajo de campo es anual, durante el verano (entre julio y septiembre).

5.1.4. Censos de nacras (*Pinna spp.*) en las praderas de *Posidonia oceanica*.

La nacra (*Pinna nobilis*, *Pinna rudis*) es una de las especies bentónicas más indicadoras del estado de salud de la pradera y del nivel de impacto que puede haber sufrido una determinada zona a partir del turismo náutico y actividades relacionadas (fondeo, recolección de organismos, deterioro del fondo, etc.).

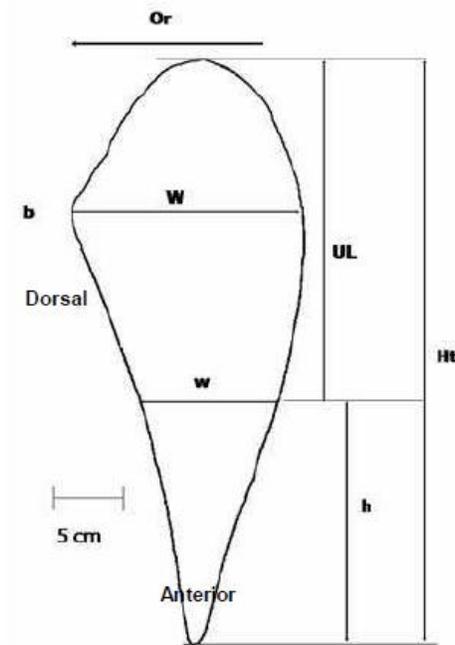
Se trata de un molusco bivalvo endémico del Mediterráneo que se fija en la pradera enterrándose hasta aproximadamente un tercio de su concha en el estrato de rizomas, mientras que el extremo de las valvas puede sobresalir sobre el estrato foliar de la pradera.

Las poblaciones de este molusco se hallan amenazadas en las costas de la mayor parte del Mediterráneo occidental. Se encuentra incluida en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, con la categoría de vulnerable (BOE 22 de junio de 1999), en la lista de especies estrictamente protegidas de la Red Natura 2000 (anexo IV) y en el protocolo del Convenio de Barcelona (anexo II del IV). Al regular el fondeo en praderas de *Posidonia oceanica*, hábitat natural de este molusco, sus poblaciones se ven positivamente favorecidas y su densidad es uno de los parámetros que más rápidamente se recupera como efecto de dicha regulación.

Para determinar el estado de las poblaciones en la zona de estudio se realizarán censos en la misma estación de seguimiento de la pradera de *Posidonia oceanica*. Las variaciones en la densidad y en la estructura de tallas puede ser un buen indicador de la limpieza de aguas y de la estabilidad mecánica de las praderas (anclas, arrastre, inestabilidad sedimentaria) (Díaz y Marbà, 2009).

El seguimiento de las poblaciones de *Pinna nobilis* está incorporado en los protocolos de la red de monitorización de praderas de *Posidonia* en Baleares.

Los censos de nacras se realizan en las mismas estaciones de seguimiento de la estructura de la pradera. Consisten en el registro de la posición y la medida de las dimensiones de cada individuo que aparece en el recorrido de los transectos desarrollados para la estimación de la cobertura de la pradera. Se consideran todos los individuos que aparecen en un ancho de 1 m a cada lado del transecto. La densidad de individuos se calcula dividiendo el total de nacras encontradas entre el área cubierta, expresada en m². Combinando las estimas de abundancia con el tamaño de los ejemplares se obtiene la estructura de la población de *Pinna nobilis*, que proporciona una valiosa información, además, de la estabilidad y el estado de su hábitat, la pradera de *Posidonia* (García-March, 2005). Se pueden además tomar fotografías de los ejemplares encontrados para evaluar posibles impactos como roturas parciales, recubrimiento, etc.



Medidas tomadas y calculadas habitualmente en los estudios de población de Pinna nobilis.



La posición exacta de cada nacra queda determinada por la distancia al origen del transecto. De esta manera se obtiene un mapeado en dos dimensiones de la distribución en agregados de esta especie.

La estimación de la longitud máxima antero-posterior (HT) de la concha de *Pinna nobilis* no se puede hacer directamente porque los individuos viven semienterrados y fijados mediante un biso, que si es arrancado es difícil que se regenere. Y los Individuos desprendidos son mucho más vulnerables a depredadores (*Octopus vulgaris*) y a las fuerzas de arrastre producido por la hidrodinámica. Por consiguiente, Ht se debe estimar indirectamente, mediante el uso de ecuaciones empíricas para relacionar las mediciones de partes de concha sin enterrar con Ht.

En este estudio se ha utilizado una ecuación que relaciona la anchura máxima (W) y la longitud máxima (Ht). La anchura máxima se mide en el punto donde la longitud dorso-ventral de la concha es mayor. En la mayoría de los individuos, este punto coincide con una curva típica observada en la parte dorsal de la concha en el extremo del ligamento. La ecuación mencionada es la siguiente (García–March, 2006):

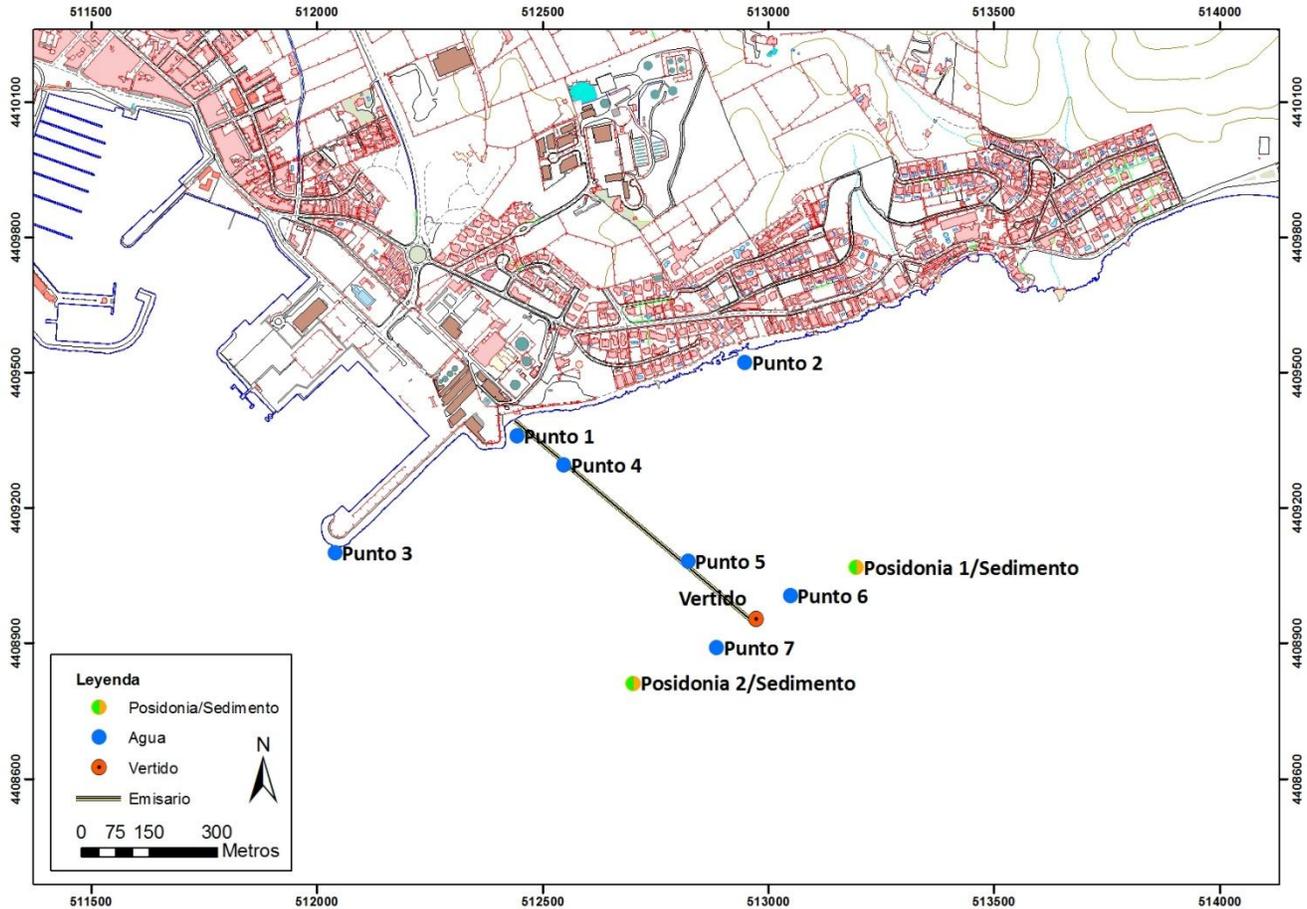
$$Ht=1,29*W^{1,24}$$

Esta ecuación se basa en la observación de que la relación entre Ht y W es alométrica y la regresión exponencial produce una considerable mejora en la precisión del ajuste a los datos y la reducción de variancias residuales.

Además de la anchura máxima (W) también se ha medido en cada ejemplar de *Pinna nobilis* la altura de la parte desenterrada que queda por encima del fondo (UI). Este dato es interesante para conocer el grado de sujeción de los individuos.

La variación en la densidad y en la estructura de tallas entre años permite estimar las tasas de nacimientos, crecimiento y mortalidad de la población de nacras, que a su vez son indicadoras de la calidad de la pradera en que viven.

En el siguiente plano se indica la situación de las dos estaciones de seguimiento de *Posidonia oceanica*.

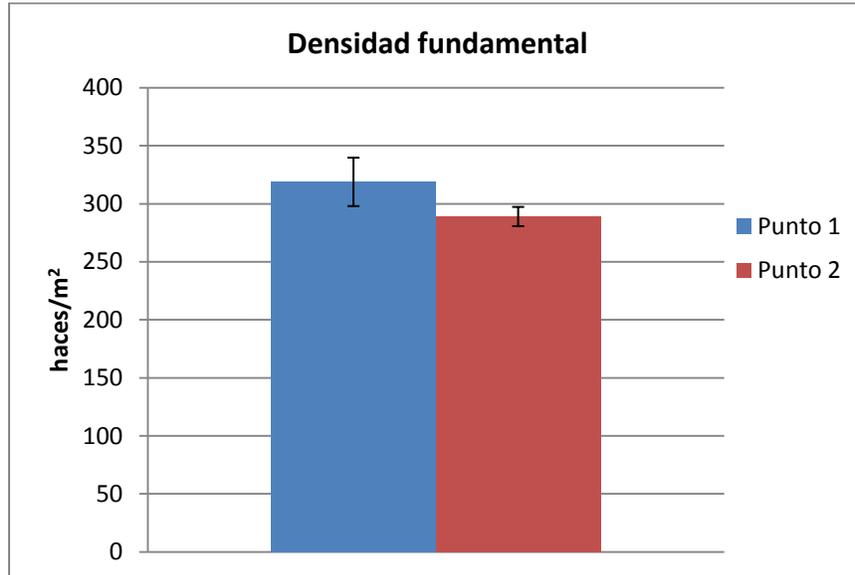


5.2. RESULTADOS.

5.2.1. Estructura de la pradera de *Posidonia oceanica*.

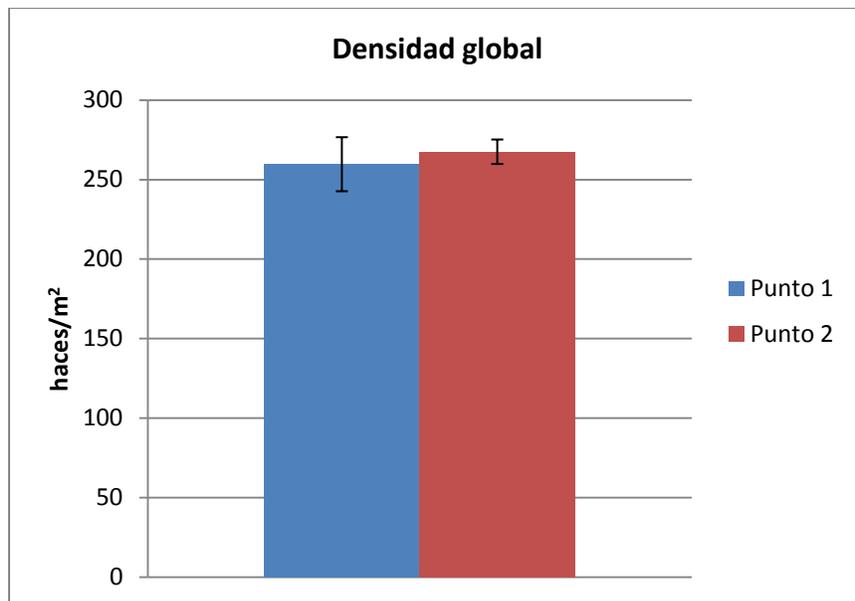
El día 19 de noviembre de 2015 se procedió a realizar los trabajos subacuáticos correspondientes a la realización del trabajo de campo para caracterizar la estructura de la pradera de *Posidonia oceanica* en la zona de estudio.

A continuación se representan las densidades promedio fundamentales y globales para el Punto 1 y Punto 2. La densidad fundamental para el Punto 2 de muestreo es ligeramente inferior a la del Punto 1.



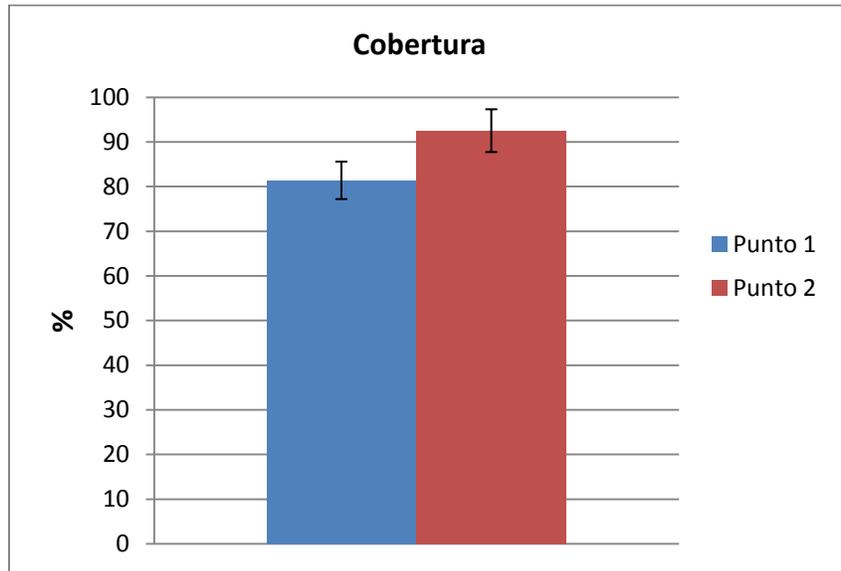
Densidad fundamental de las praderas de Posidonia oceanica.

Sin embargo, al calcular la densidad global a partir de la densidad fundamental y teniendo en cuenta la cobertura promedio para cada uno de los puntos de muestreo, resulta una densidad global superior para el Punto 2, aunque la diferencia es mínima.



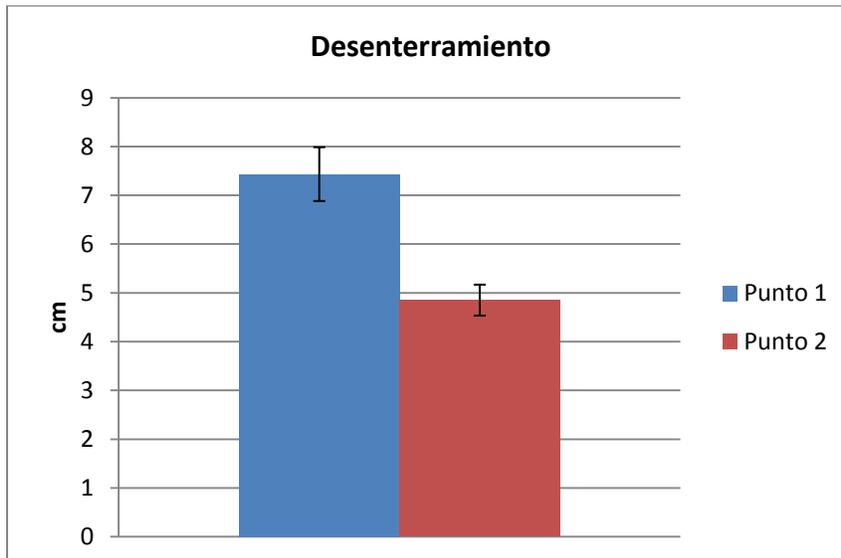
Densidad global de las praderas de Posidonia oceanica.

La cobertura para ambas estaciones es superior al 80% indicando una cobertura elevada para ambas estaciones. El Punto 2 de muestreo presenta una cobertura superior al 90 %.



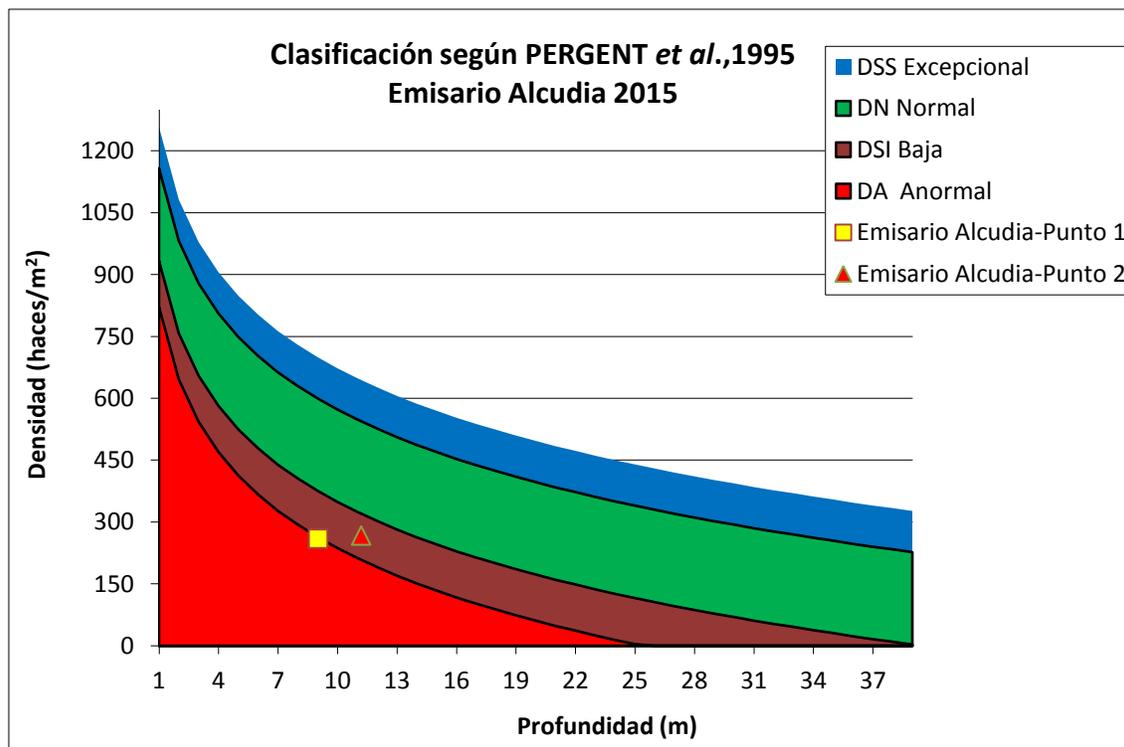
Cobertura promedio de Posidonia oceanica.

El grado de desenterramiento de los rizomas es superior a 4,5 cm en ambos puntos de muestreo. El Punto 1 tiene un mayor grado de desenterramiento. Para el Punto 1 el estado de desenterramiento es **Desfavorable-Malo** según la categoría propuesta por Díaz-Almela & Marbà (2009) puesto que se encuentra por encima del intervalo (-7 cm, 7 m). El Punto 2 está clasificado bajo la categoría **Favorable** (-5, 5 cm).



Grado de desenterramiento de los rizomas de Posidonia oceanica.

A modo de resumen y según la mencionada clasificación de Pergent (1995), que tiene en consideración tanto la densidad de haces, la cobertura de la pradera como la profundidad a la que se desarrolla ésta, teniendo en cuenta el valor de densidad global para la estación, la pradera queda clasificada según su estado de conservación (Díaz-Almela & Marbà, 2009; clasificación extraída de Pergent *et al.*, 1995), de la siguiente manera:



Clasificación del estado de conservación de la Posidonia oceánica según la densidad global de haces por metro cuadrado y la profundidad para las dos estaciones de muestreo.

La pradera de *Posidonia oceanica* situada en el Punto 1 está clasificada como una pradera con **Densidad Anormal (DA)** y muy perturbada, mientras que la del Punto 2 presenta una **Densidad Baja (DSI)** siendo ésta una pradera perturbada.

Por otra parte, se han analizado y medido un total de 206 hojas de *Posidonia oceanica*, 43 haces horizontales y 1140 haces verticales. Se han realizado 2 inmersiones e invertido un elevado número de horas de laboratorio para el muestreo, análisis y confección de la base de datos con los que extraer información para el informe correspondiente.

El resultado de los análisis a los que se sometieron las estaciones de seguimiento se muestra en las tablas de caracterización de la pradera para los puntos 1 y 2:

Fecha de muestreo	19-nov-15	Localidad	Alcudia-Mallorca
Latitud ETRS 89		Punto	1
Longitud ETRS 89		Estación	EDAR 1
Tipo de fondo	arena	Prof. Media (m)	9,03

	Tipos de hojas								Totales
	Adultas		Intermedias		Juveniles				
Número de hojas en 15 haces	48		41		18				107
Longitud media de hoja(cm)	19,74	± 1'66	15,70	± 1,06	2,14	± 0,49			
Anchura media de hoja (cm)	0,99	± 0,01	0,94	± 0,01	0,89	± 0,02			
Tejidos verdes (cm)	17,68		15,70	±					
Tejidos pardos (cm)	2,06	± 0'73							
Hojas con extremos erosionados	12								12
Número medio de hojas por haz	3,20	± 0,22	2,73	± 0,15	1,20	± 0,11			7,13 ± 0,27
LAI (m ² /m ²)	1,62		1,05						2,669
Coefficiente A (%)	25,00		0,00						13,48
% De cobertura									81,4 ± 4,19
Desentramamiento rizomas(n=30)									7,433 ± 0,55
Epífitos por haz (mg/cm ²)									0,42 ± 0,05
Densidad media haces horizontales(25x25cm ²)									0,57 ± 0,14
Ratio verticils / hortic									35,22
Densidad media de haces (25x25cm ²)									19,93 ± 1,30
Densidad fundamental de la pradera (haces / m ²)									318,93 ± 20,87
Densidad global de la pradera (haces / m ²)									259,61 ± 16,99
Clasificación de Pergerl, 1995			DA, densidad anormal, pradera muy perturbada						<264 haces/m²

Fecha de muestreo	19-nov-15	Localidad	Alcudia-Mallorca
Latitud ETRS 89		Punto	2
Longitud ETRS 89		Estación	EDAR 2
Tipo de fondo	arena	Prof. Media (m)	11,2

	Tipos de hojas								Totales
	Adultas		Intermedias		Juveniles				
Número de hojas en 15 haces	44		38		17				99
Longitud media de hoja(cm)	15,90	± 1,13	15,01	± 0,94	1,74	± 0,21			
Anchura media de hoja (cm)	0,97	± 0,01	0,91	± 0,01	0,87	± 0,01			
Tejidos verdes (cm)	13,50								
Tejidos pardos (cm)	2,4	± 0,71							
Hojas con extremos erosionados	12								12
Número medio de hojas por haz	2,93	± 0,12	2,53	± 0,17	1,13	± 0,09			6,59 ± 0,16
LAI (m ² /m ²)	1,21		0,92						2,132
Coefficiente A (%)	27,27		0,00						14,63
% De cobertura									92,53 ± 4,8
Desentramamiento rizomas(n=30)									4,85 ± 0,32
Epífitos por haz (mg/cm ²)									0,13 ± 0,04
Densidad media haces horizontales(25x25cm ²)									0,15 ± 0,06
Ratio verticils / hortic									120,40
Densidad media de haces (25x25cm ²)									18,06 ± 0,52
Densidad fundamental de la pradera (haces / m ²)									288,96 ± 8,30
Densidad global de la pradera (haces / m ²)									267,37 ± 7,68
Clasificación de Pergerl, 1995			DSI, pradera perturbada, densidad baja, densidad subnormal inferior						Entre 213 y 325 haces/m²

El **Coefficiente A**, que indica el porcentaje de hojas con el ápice erosionado (bien por hidrodinamismo, bien por herbivorismo), entre el número total de hojas, es muy bajo en las dos estaciones, lo que es un aspecto positivo para la conservación de la planta.

Con los datos relativos a la morfometría de las hojas, se constituye el **índice foliar (LAI)**, que da una idea de la vigorosidad de la pradera (superficie de hojas de *Posidonia oceanica* por metro cuadrado de superficie de suelo). En praderas saludables los valores de LAI para praderas superficiales (entre 3 a 8-10 metros, aproximadamente) deberían estar comprendidos entre 6,16 y 29 m²/m² y para las praderas profundas (entre 10 y 25 metros) deberían estar entre 1,1 y 2,6 m²/m² (Buria *et al.*,2003). Con estos valores de referencia, para los dos puntos estudiados se han obtenido resultados cualitativamente diferentes. Para el punto 1, con una profundidad de 9 metros, el LAI se encuentra muy por debajo del umbral de pradera saludable, mientras que para el punto 2, en una pradera a una profundidad de 11,2 metros, el valor del LAI es adecuado para la franja de profundidad considerada, por lo tanto es un dato muy positivo para el grado de conservación de la pradera en este punto.

Estos datos, junto a los ya comentados para el grado de desenterramiento de los rizomas, la densidad de los mismos y la cobertura de la pradera, sitúan en mejores condiciones de conservación a la zona de la pradera entorno al punto 2.

5.2.2. Determinación de los valores de sedimentación sobre pradera de *Posidonia oceanica*.

Los cortes establecidos para las diferentes tipologías de estado de conservación para los parámetros sedimentación total y sedimentación orgánica son los siguientes:

Sedimentación total bentónica:

Favorable: la tasa de sedimentación bentónica en la estación es inferior a 5 g/m²día.

Desfavorable-inadecuado: la tasa de sedimentación bentónica en la estación se encuentra entre 5 y 8 g/m²día.

Desfavorable-malo: la tasa de sedimentación bentónica en la estación es superior a 8 g/m²día.

Sedimentación orgánica:

Favorable: la tasa de sedimentación orgánica en la estación es inferior a 1,5 g/m²día.

Desfavorable-inadecuado: la tasa de sedimentación orgánica en la estación se encuentra entre 1,5 y 4 g/m²día.

Desfavorable-malo: la tasa de sedimentación orgánica en la estación es superior a 4 g/m²día.

Los resultados obtenidos por las trampas de sedimentación instaladas en las dos estaciones de control entre los días 18 y 19 de noviembre de 2015 se recogen en la siguiente tabla:

	Estación 1	Estación 2
Sedimentación total (g/m ² dia)	8,21	5,47
Sedimentación orgánica (g/m ² dia)	3,42	1,37

En consecuencia, se puede concluir que en la Estación 1 el estado de conservación según las tasas de sedimentación es desfavorable-malo debido a la sedimentación total y desfavorable-inadecuado debido a la sedimentación orgánica. Por su parte, la Estación 2 ha resultado en un estado desfavorable-inadecuado debido a ambos parámetros.

Como conclusión final, se puede afirmar que la pradera de *Posidonia oceanica* estudiada en las inmediaciones del punto de descarga del emisario está sometida a unas tasas de sedimentación superiores a la tolerancia de la especie, lo que repercute en su estado de conservación.

5.2.3. Monitorización de la presencia y/o colonización de especies de algas invasoras.

En las dos estaciones para la caracterización de la pradera de *Posidonia oceanica* y en sus inmediaciones no se ha localizado presencia de ninguna de las especies objeto de este indicador. Por consiguiente, la tabla de resultados de presencia/ausencia queda como sigue, y no se aportan datos de cobertura o biomasa:

	Estación 1	Estación 2
<i>Acrothamnion preisii</i>	ausencia	ausencia
<i>Asparagopsis taxiformis</i>	ausencia	ausencia
<i>Caulerpa cylindracea</i>	ausencia	ausencia
<i>Caulerpa taxifolia</i>	ausencia	ausencia
<i>Lophocladia lallemandii</i>	ausencia	ausencia
<i>Womersleyella setacea</i>	ausencia	ausencia

No obstante lo anterior, fuera de las estaciones de control y fuera, pero próxima, a la pradera de *Posidonia oceanica* de la zona, se ha observado la presencia, en ocasiones masiva, de la especie *Acrothamnion preisii*. Concretamente, se trata de localizaciones dentro de la pradera del *Caulerpa prolifera* que tapiza algunos tramos del talud de la zanja que alberga el emisario.



5.2.4. Censos de nacras (*Pinna nobilis*) en las praderas de *Posidonia oceanica*.

No se han encontrado ejemplares de nacra en ninguna de las dos estaciones de muestreo. Tampoco se han encontrado conchas vacías del bivalvo en las mismas, si se han observado individuos vivos fuera de las estaciones de control.

6. DETERMINACIÓN DE LA CALIDAD AMBIENTAL A PARTIR DE LA CARTOGRAFÍA DE LAS COMUNIDADES BENTÓNICAS LITORALES DE SUBSTRATO ROCOSO.

El estado de conservación de las comunidades bentónicas marinas en Baleares es en general muy bueno, situación que incluye tanto los fondos rocosos infralitorales y circalitorales, como los fondos blandos y las praderas de *Posidonia oceanica*. Las causas principales residen por una parte en la ausencia de ríos y de grandes ciudades, con el consiguiente moderado aporte de nutrientes de origen continental, y por otra parte, en el hecho de la insularidad, que mantiene unas tasas de renovación de las masas de agua que rodean las tierras emergidas que atenúa el efecto de ese aporte de nutrientes. Solamente los ambientes portuarios, determinadas calas y playas muy frecuentadas o urbanizadas, la Bahía de Palma y zonas influenciadas por los aportes de emisarios submarinos de aguas residuales presentan problemas relacionados con la polución y la eutrofización.

6.1.- MÉTODOS.

Para el bentos de sustratos rocosos es posible establecer una serie sucesiva de comunidades cuya presencia está sujeta a unas condiciones ambientales determinadas, que reflejen sucesivos estados de degradación a partir de una situación inicial de elevada calidad ambiental. En este extremo del espectro se sitúan las comunidades caracterizadas por feofíceas del género *Cystoseira*, muy sensibles al tipo de perturbaciones apuntadas (Bellan-Santini, 1968; Golubic, 1970; Verlaque & Tiné, 1979; Belsher, 1979; Ballesteros et al., 1984; Giaccone, 1991).

En condiciones de elevada calidad ambiental y fuerte hidrodinamismo, la comunidad presente es el *Cystoseiretum strictae*, caracterizado por un estrato elevado de *Cystoseira amentacea* var. *stricta*, bajo el cual se disponen un estrato intermedio de *Chondrophycus tenerrimus* y otro inferior de algas incrustantes. Existen asimismo numerosas especies de algas rojas epifitas (*Ceramium*, *Polisiphonia*, *Corallina*). Esta comunidad ocupa típicamente las plataformas de abrasión que suelen constituir el litoral rocoso a nivel del mar.



Imagen de la comunidad de *Cystoseira amentacea* var. *stricta* sobre una plataforma de abrasión.

Bajo unas condiciones de calidad ambiental comparable, pero con un hidrodinamismo menor, aparecen otras especies de *Cystoseira* (*C. compressa*, *C. humilis*, *C. crinita*), que caracterizan la comunidad *Cystoseiretum crinitae*.



Imagen de la comunidad de *Cystoseira compressa*.

En aquellos lugares expuestos a un hidrodinamismo intenso y a una calidad ambiental elevada, en los cuales no existe plataformas de abrasión sobre las que se pueda desarrollar el *Cystoseiretum strictae*, las paredes verticales y umbrías son ocupadas por un poblamiento de algas rodofíceas: *Corallina granifera*, *Jania rubens*, *Ceramium* spp., *Laurencia microcladia*.



Localización del poblamiento de *Haliptilon virgatum* y otras rodofíceas propio de zonas umbrías y de elevada calidad ambiental.

Cuando existen perturbaciones por polución orgánica, la serie inicial de comunidades anteriores es substituida por otra, también con diferencias en función del hidrodinamismo. Si éste es elevado,

aparece una comunidad de *Corallina elongata* y *Neogoniolithon brassica-florida*, por la desaparición de especies más sensibles (*Cystoseira*, *Chondrophycus*).



Imagen del poblamiento de *Corallina elongata*.

En modo calmado, la comunidad presente es el *Anadyomeno-Padinetum pavonicae*, presentando una fécies de las algas *Padina pavonica*, *Amphiroa rigida*, *Halopteris scoparia* y *Dilophus fasciola*, entre otras.

Si el nivel de polución orgánica es mayor, inmediatamente por encima de la franja constituida por las comunidades anteriores aparecen horizontes de algas verdes como *Ulva*, *Enteromorpha* y *Cladophora*. Éstas pueden llegar a desplazar las comunidades que tienen inmediatamente por debajo.



Horizonte de Ulva sp. por encima del poblamiento de Corallina elongata.

Un grado más en la escala de degradación ambiental se alcanza cuando la consecuencia es la aparición de un poblamiento del alga rodofícea *Bangia atropurpurea* y de la clorofícea *Enteromorpha intestinalis* a nivel del mediolitoral.



Imagen del horizonte de Bangia atropurpurea cubriendo la roca mediolitoral.

Si el grado de polución es todavía mayor, solamente las cianobacterias consiguen prosperar (*Oscillatoria*, *Lyngbya*, *Rivularia*).

Los atributos de calidad ambiental mencionados se pueden utilizar para establecer índices de calidad ambiental de las aguas que bañan una determinada costa, pero deben posteriormente ser matizados asignando un segundo valor a la integridad/continuidad de los cinturones que forman las diferentes

comunidades, lo que permite detectar estadios de degradación incipiente para cada una de las categorías establecidas.

La metodología CARLIT se basa en las consideraciones mencionada, es decir, en la cartografía de las comunidades bentónicas litorales que se desarrollan sobre substrato rocoso (Ballesteros *et al.* 2007). Esta metodología establece las siguientes categorías:

Cystoseira 5 (Cs5): El horizonte de *Cystoseira amentacea var. stricta* es continuo, denso y muy bien constituido.

Cystoseira 4 (Cs4): El horizonte de *Cystoseira amentacea var. stricta* es continuo sólo en los lugares más favorables al desarrollo de esta comunidad (sustrato horizontal).

Cystoseira 3 (Cs3): El horizonte de *Cystoseira amentacea var. stricta* es discontinuo; sólo está bien constituido en aquellos lugares más favorables para la especie, y puede haber tramos más o menos largos de costa donde *Cystoseira* esté ausente o sólo haya individuos dispersos.

Cystoseira 2 (Cs2): Las poblaciones de *Cystoseira amentacea var. stricta* son poco densas y sólo se encuentran de forma dispersa en los lugares más favorables.

Cystoseira 1 (Cs1): Se observan individuos aislados de *Cystoseira amentacea var. stricta* y en ningún caso se puede hablar de horizonte. Con esta categoría se quiere constatar sólo la presencia de esta especie.

En lugares muy calmados donde *Cystoseira amentacea var. stricta* no se desarrolla se deben considerar otras especies de *Cystoseira* (sobre todo *Cystoseira compressa* y, excepcionalmente, *Cystoseira crinita*, *Cystoseira barbata*, *Cystoseira algeriensis*, *Cystoseira spinosa var. tenuoir* y *Cystoseira balearica*).

Corallina-Haliptilon: A pesar de que *Corallina elongata* y *Haliptilon virgatum* están presentes casi en todas partes, esta categoría viene definida por la abundancia de estas especies siempre y cuando no haya individuos de *Cystoseira*. De hecho las categorías 1 y 2 de *Cystoseira* (y parte de la categoría 3) son, en la práctica, horizontes de *Corallina elongata* o *Haliptilon virgatum* con *Cystoseira amentacea var. stricta*. En la costa balear, a menudo se encuentra *Corallina elongata* en sustratos extraplomados o verticales, y *Haliptilon virgatum* acostumbra a estar en lugares más soleados.

Algas fotófilas: Se encuentran generalmente algas pardas de talo erecto, como *Dictyota fasciola*, *Dictyota ligulata* o *Dictyota dichotoma*, que sustituyen las algas del género *Cystoseira* en sustratos bien iluminados y con menos hidrodinamismo.

Mytilus: Esta categoría viene definida por el mejillón como la especie más abundante, en ausencia de *Cystoseira*.

Ulváceas: Categoría caracterizada por la ausencia de *Cystoseira* y la abundancia de Ulváceas (*Ulva* y *Enteromorpha*) y otras Clorofíceas (*Cladophora* y *Chaetomorpha*).

Lithophyllum: Las especies más abundantes son las Coralináceas incrustantes de talo plano. Principalmente se trata de *Neogoniolithon brassica-florida*, así como pies de *Corallina elongata* y otras coralináceas.

“Trottoir”: La existencia de un "trottoir" del alga *Lithophyllum byssoides* en la zona mediolitoral inferior dificulta o imposibilita el desarrollo de un horizonte de *Cystoseira* u otras algas fotófilas en el nivel litoral estricto. Habitualmente se establece un poblamiento de algas esciófilas dominado por *Corallina elongata*, pero que hay que diferenciar del horizonte de *Corallina* fotófilo.

Dendropoma: Esta estructura biogénica resulta de la asociación de dos especies, el vermético gasterópodo *Dendropoma petraeum* con el alga coralinal *Neogoniolithon brassica-florida*. A pesar de tener una forma variable, habitualmente se trata de una plataforma horizontal cerca del nivel del mar, a pocos centímetros de la superficie. En algunos lugares se pueden encontrar acompañadas por *Cystoseira* o *Chondrophyucus tenerrimus*.

Cianofíceas: Categoría propia de lugares altamente contaminados donde el poblamiento dominante lo constituyen Cianofíceas, acompañadas de otras algas muy resistentes a la contaminación (*Derbesia*, *Ulváceas*).

Por otro lado, se deben tener en cuenta también los parámetros geomorfológicos que influyen sobre la composición de las comunidades. Se trata de:

- La naturaleza del sustrato: natural (N) o artificial (A).
- El tipo de costa: costa baja (CB) o costa alta (CA).
- El tipo de bloques: bloques decimétricos de medida pequeña (BD) o bloques métricos de medida grande (BM).
- El grado de inclinación de la pared: Horizontal (H), subvertical (SV), vertical (V), o extraplomo (E).

La valoración de las comunidades y combinaciones de comunidades en las costas españolas y en las zonas de referencia establecida por CEAB (2007) se recoge en la siguiente tabla (Cs1:Cystoseira 1; Cs2: Cystoseira 2; Cs3 Cystoseira 3; Cs4: Cystoseira 4; Cs5: Cystoseira 5; Cs1-2: Cystoseira 1-2; Cs2-3: Cystoseira 2-3; Cs3-4: Cystoseira 3-4; Cs4-5: Cystoseira 4-5; T: Trottoir; Co: Corallina; L: *Lithophyllum*; M: *Mytilus*; U: *Ulváceas*; Cer: Ceramiáceas; Gel: *Gelidium*; Af: Algas fotófilas; Hv: *Halpilton virgatum*.)

Cs (calmat)	20	Cs1+U	10
Fanerògames	20	Co	8
Cs5	20	Co+Cer	8
T	20	Co+Cy	8
Af+Cs(calmat)	20	Co+Gel+L	8
Cs4	19	Co+Gel+M	8
Cs4+M	19	Co+L	8
Cs4+T	19	Co+L+U	8
Cs4+U	19	Gel	8
Cs3	15	Co+M	7
Cs3+M	15	Co+M+Cy	7
Cs3+M+T	15	Co+M+T	7
Cs3+T	15	Co+U	7
Cs3+U	15	Gel+M	7
Cs2	12	Cer	6
Cs2+L	12	L	6
Cs2+T	12	L+M	6
Cs2+T+U	12	M	6
Cs2+U	12	Gel+M+U	5
Co+T	12	Gel+U	5
Af	12	L+U	5
H	12	M+U	5
Cs1-2	11	Co+U+Cy	3
Cs1-2+T	11	U	3
Cs1	10	U+Cer	3
Cs1+L	10	U+Cy	3

Se ha aplicado la metodología de valoración descrita sobre el total del litoral de la zona de estudio. Se pueden identificar los tramos de costa que corresponden a cada una de las categorías de calidad ambiental establecidas, y luego establecer una ponderación en función de la longitud de cada tramo y su valor ambiental. Para ello, se trabaja sobre el terreno siguiendo un plano de la zona a escala 1:5.000 (MTIB, ortofotos). Una vez adquirida la información de campo, se traslada sobre una versión digital del mismo plano, y se somete a los procesos propios de la metodología GIS para obtener información sobre la longitud de cada tramo de costa caracterizado. El valor registrado para este indicador es el resultado de sumar los productos de las longitudes de costas por sus respectivos valores de calidad ambiental.

Una vez establecidos los valores relativos a la calidad bruta en función de comunidades y especies presentes, se calculan los correspondientes índices de calidad (EQV):

$$EQV = \frac{\sum (li \cdot xi)}{\sum li}$$

donde, EQV: Valor de calidad ambiental del tramo de costa considerado,

li: longitud de costa ocupado por la comunidad i

xi: calidad asignada a la comunidad i.

Posteriormente, se calculará la calidad ecológica relativa (ecological quality ratio), EQR, como el cociente entre el EQV obtenido en el sector estudiado y el EQV en una zona de referencia con unas características geomorfológicas de la costa idénticas o similares al sector estudiado. Es decir,

$$EQR = \frac{\sum EQV_{ssi} \cdot l_i}{EQV_{rsi} \cdot \sum l_i}$$

donde, i: situación,

EQV_{ssi}; EQV en el sitio de estudio para la situación i,

EQV_{rsi}: EQV en el sitio de referencia para la situación i,

l_i: longitud de costa en la zona de estudio para la situación i.

Para calcular el EQR del tramo de costa estudiado se ha recurrido a los valores de referencia de la zona costera propuestos por el CEAB en su estudio de implementación de la DMA (2007). En este estudio se llegó a la conclusión de que los parámetros que influyen en mayor medida sobre las comunidades en un ambiente poco o nada perturbado por la influencia humana son el origen de la roca, si es natural o artificial y el tipo de costa (bloques pequeños, bloques grandes, tramos de costa naja, tramos de costa alta). Tener en consideración estos factores sirvió para establecer unas combinaciones de los diferentes factores y establecer los índices de referencia con los que comparar los obtenidos en los tramos a evaluar teniéndolos en cuenta. Así, el valor de cada tramo de costa evaluada se compara con el valor de referencia para unas condiciones físicas semejantes, de manera que las diferencias observadas son atribuibles a la calidad del agua.

En la siguiente tabla se establecen los valores de referencia utilizados:

Tipo de costa	Naturaleza	EQV _{referencia}
Bloques decimétricos	Artificial	12.06
Bloques métricos	Artificial	11.86
Pared baja	Artificial	11.86
Pared alta	Artificial	8.00
Bloques decimétricos	Natural	12.20
Bloques métricos	Natural	16.61
Pared baja	Natural	16.61
Pared alta	Natural	15.25

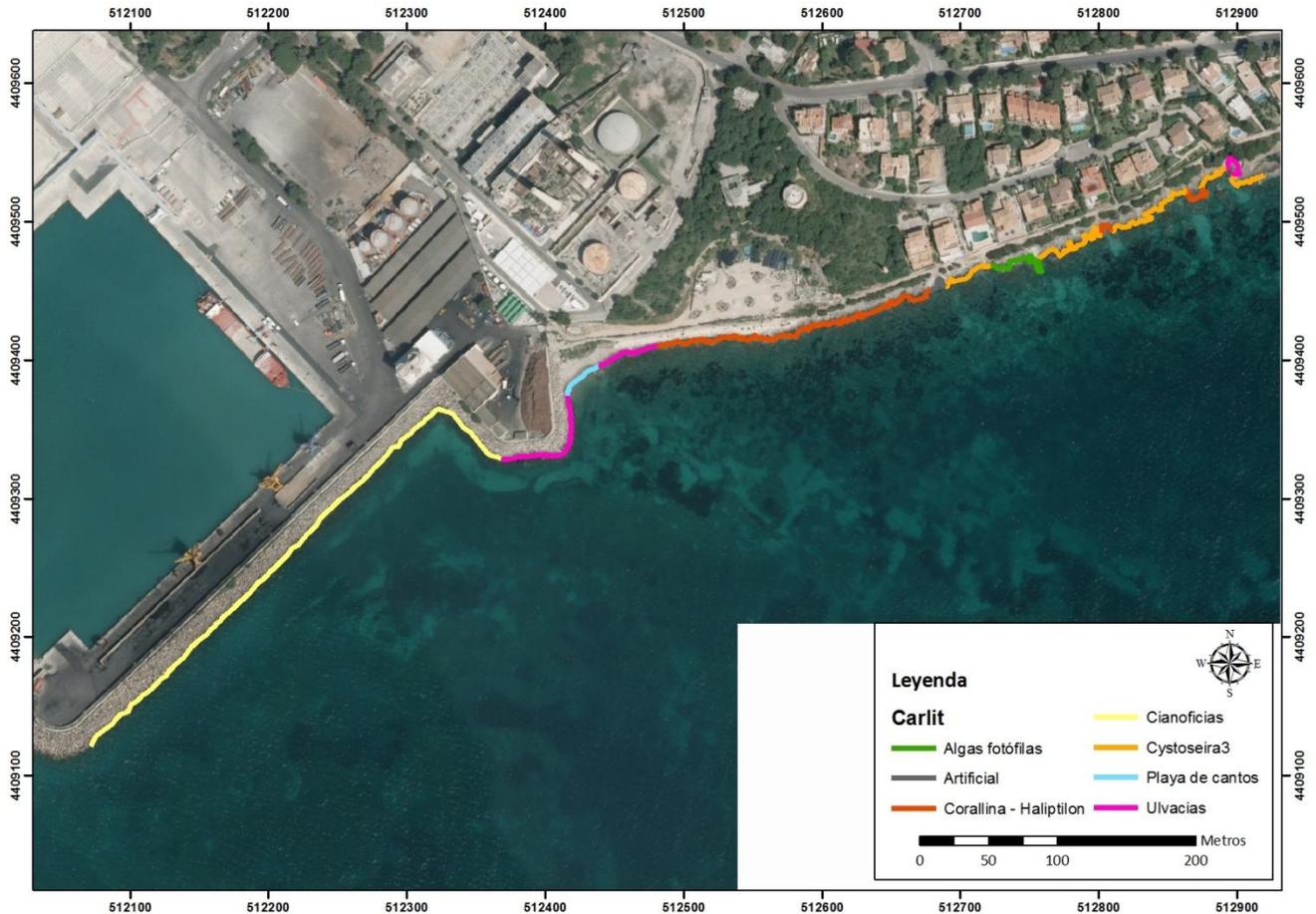
El EQR es un valor que oscila entre 0 y 1. Se clasifican los sectores de costa en 5 categorías correspondientes al estado de calidad tal y como requiere la Directiva Marco del Agua (estados ecológicos: muy bueno, bueno, aceptable, deficiente y malo).

En la siguiente tabla se asignan los intervalos de valores para determinar la calidad de las masas de agua según la implementación de la DMA (CEAB, 2007).

EQR	Alteración	Estado ecológico
> 0,75-1,00	Inexistente o muy baja	Muy bueno
>0,60-0,75	Ligera	Bueno
>0,40-,060	Moderada	Aceptable
>0,25-0,40	Elevada	Deficiente
0,00-0,25	Aguda	Malo

6.2.- RESULTADOS.

En la siguiente figura se recogen los resultados de la cartografía de las comunidades litorales según la metodología CARLIT. Se puede apreciar como la distribución de las diferentes comunidades muestra un desequilibrio considerable respecto del punto central, correspondiente al arranque del emisario. Así, hacia levante se distribuyen mayoritariamente las comunidades mejor conservadas e indicadoras de estado ecológico más favorable, mientras que en el centro y sector de poniente se distribuyen aquellas comunidades indicadoras de estado ecológico desfavorable.



A partir de las longitudes de los diferentes tramos, medidos mediante una aplicación GIS. Se ha elaborado la siguiente tabla, donde también se calculan los índices de calidad (EQV), tanto del sector de costa estudiado como el correspondiente a una zona de referencia con unas características geomorfológicas de la costa similares al sector estudiado. Finalmente se calcula también el índice de calidad ecológica relativa (ecological quality ratio), EQR.

tipo	longitud (m)	valor	ref	EQVs	EQVref	EQR
Cs3	36,790036	15	16,61	551,85054	611,082498	
U	28,5620861	3	16,61	85,6862584	474,41625	
Cs3	28,9987084	15	16,61	434,980626	481,668547	
C-H	26,0623356	12	16,61	312,748028	432,895395	
Cs3	85,2401417	15	16,61	1278,60213	1415,83875	
C-H	17,1941342	12	16,61	206,32961	285,594569	
Cs3	87,7241808	15	16,61	1315,86271	1457,09864	
Af	65,8674395	12	16,61	790,409274	1094,05817	
Cs3	42,1900561	15	16,61	632,850841	700,776831	
Artificial	19,1436602					
C-H	23,8168431	12	16,61	285,802117	395,597764	
C-H	89,2517305	12	16,61	1071,02077	1482,47124	
C-H	120,078013	12	12,06	1440,93616	1448,14084	
U	45,8462927	3	12,06	137,538878	552,90629	
Playa de cantos	33,3406627					
U	89,0178527	3	11,86	267,053558	1055,75173	
Cy	415,775909	3	11,86	1247,32773	4931,10229	
	1202,41576			8,36565817	13,9880068	0,59805934

El EQR del tramo de costa correspondiente a los 500 m a cada lado del arranque del emisario ha resultado ser de 0,60, valor que coincide con uno de los cortes de separación de categorías que establece la metodología CARLIT, y que califica al tramo de costa estudiado como en estado ecológico **Aceptable**, sometido a un nivel de alteración moderado.

Ya se ha comentado que la distribución de las diferentes comunidades indicadoras de distintos estados ecológicos estaba claramente desequilibrada, pesando los peores resultados en el tramo a poniente del arranque del emisario. Esta circunstancia coincide con la ubicación del tramo, en la escollera del Port d'Alcúdia, e indica una posible sinergia de factores alterantes entre el vertido del emisario y las actividades portuarias.

7. REVISIÓN DEL EMISARIO SUBMARINO DE LA EDAR D'ALCÚDIA

7.1. INFORMACIÓN GENERAL

Fecha de revisión: 17-11-2015

Hora de la revisión: 13:00 h

Características del emisario:

Material de construcción: Fibrocemento

Diámetro exterior: 500 mm

Longitud total: 700 m

Profundidad de vertido actual: 10 m

Profundidad final del emisario: 11 m

Difusor: Sí, dos "H" con un total de 8 difusores con las bocas elevadas 1 m sobre el fondo

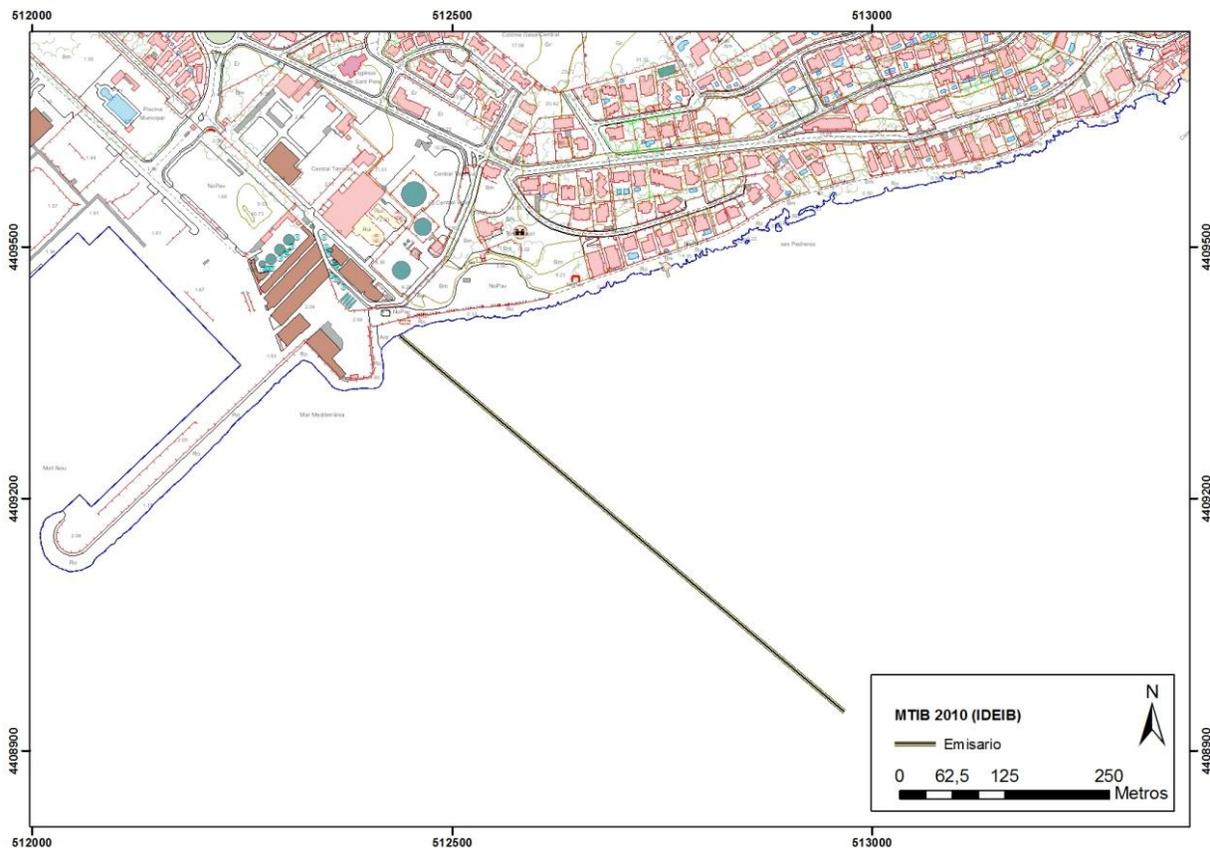
7.2. LOCALIZACIÓN DEL EMISARIO.

El emisario tiene su origen en la EDAR de Alcúdia y su tramo submarino parte de la pequeña cala de cantos rodados situada justo delante de Sa Central Vella, entre el Moll Nou del puerto comercial y la zona litoral conocida como Ses Pedreres.

El emisario submarino tiene una longitud de 700 m, más 25 m de difusores, y sigue un rumbo SE de 135°. Las coordenadas de su inicio y final, tomadas *in situ*, son las siguientes:

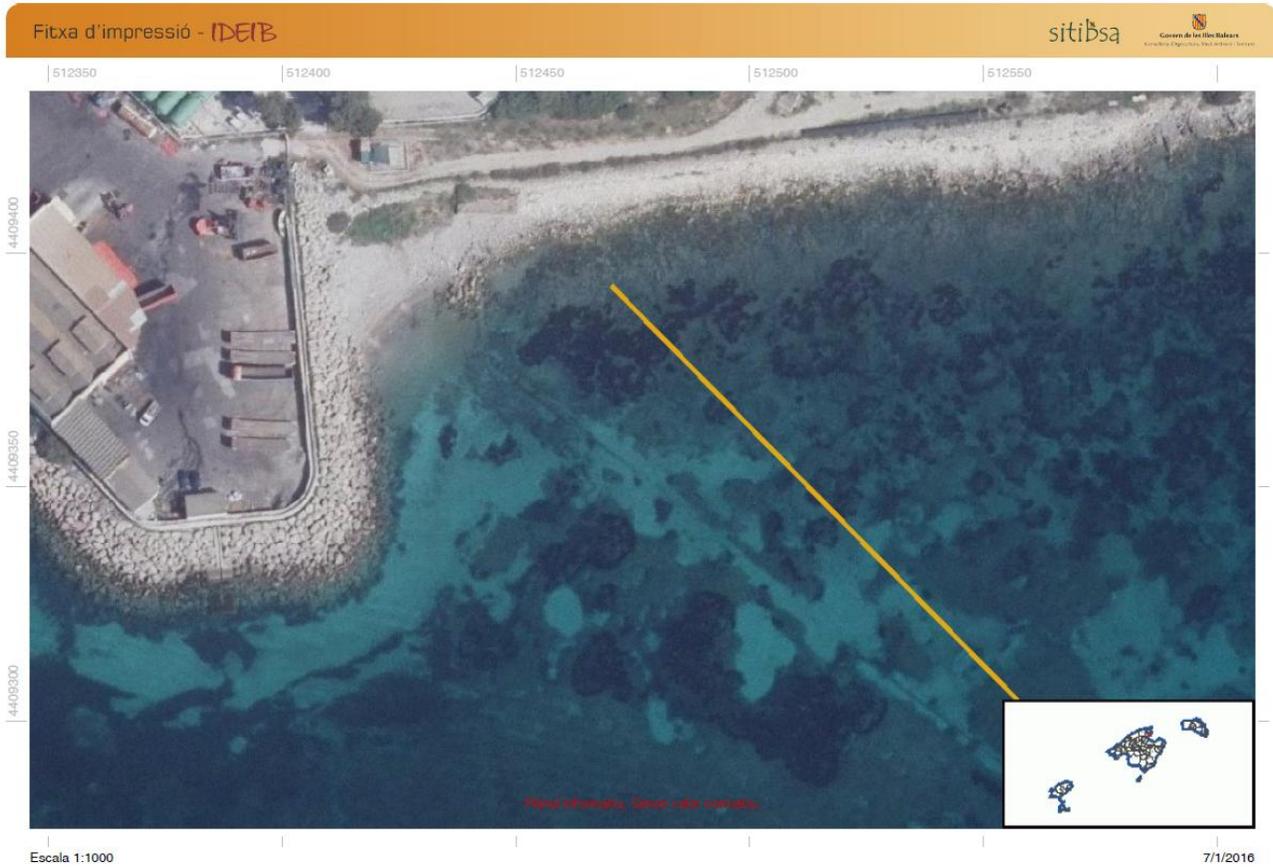
Punto	Coordenadas (WGS84)	Profundidad
Inicio	512442 - 4409395	0 m
Final	512972 - 4408952	11,2 m

A partir de esas coordenadas se ha elaborado el plano de situación siguiente, introduciendo dichas coordenadas sobre el Mapa Topogràfic de les Illes Balears, escala 1:5.000, de 2010, disponible en el servidor IDEIB ([Infraestructura de dades espacials de les Illes Balears](#)).



En este mismo servidor IDEIB se dispone de una capa que recoge las conducciones de vertido tierra-mar. Con respecto al emisario estudiado, la posición de arranque grafiada en la capa presenta discrepancias con la posición obtenida en este estudio, aunque puede concluirse que es la posición proporcionada por IDEIB la que no es correcta, puesto que su superposición con la ortofoto del mismo servidor revela un desplazamiento considerable (unos 30 m), como puede apreciarse en la siguiente imagen, en la que se ve claramente el trazado real del emisario en la ortofoto.

Entitat inscrita en el Registre Mercantil de Balears, foli 69, tom 1.201 de Societats, full PM. 18.297, inscripció 1ª, CIF B-07691454
 CBBA SL, posseeix un sistema de gestió integrat de qualitat i ambiental certificat conforme ISO 9001:2008 i ISO 14001:2004. CBBA SL és membre associat a FELAB i EUROLAB



Fitxa d'impressió - IDEIB - Llegenda

Nombre del servicio: Medio Ambiente 1.3.0
Nombre de la capa: Vertidos Conducciones
Descripción: Capas de información geoespacial de conducciones de los elementos de vertidos al mar.

— Abocaments Conducciones

Fuente: Govern de les Illes Balears, Conselleria de Medi Ambient, DG de Qualitat Ambiental i Litoral, Servei de Costes i Litoral **Govern de les Illes Balears**

Créditos: © Govern de les Illes Balears 2014

7.3. SITUACIÓN ACTUAL DEL EMISARIO

El emisario submarino inicia su recorrido semienterrado hasta una profundidad de -1,5m tras lo cual la tubería aparece sobre el sedimento, protegida por bloques de hormigón de aproximadamente 1 m³ dispuestos prácticamente pegados entre sí hasta una profundidad de -5m.



En este primer tramo el lecho marino está caracterizado por la alternancia de arenas y cantos rodados y grandes piedras tapizadas por algas fotófilas tales como *Dyctiota dichotoma*, *Halopteris filicina* y *Corallina elongata*.



La disposición de las estructuras descritas es perfectamente visible en la ortofotografía mencionada anteriormente, correspondiente al vuelo de 2015, un recorte de la cual se presenta a continuación.



A continuación del tramo descrito, el emisario está enterrado en arena fina unos 50 m para aparecer de nuevo a -5,4 m.



La tubería discurre a partir de aquí por una zanja excavada en el fondo, de una anchura variable pero del orden de los 10m y una altura de talud media de 2 m. La zanja se excavó en una superficie ocupada por un fondo mixto de algas fotófilas y *Posidonia oceanica* sobre roca en su mitad más cercana a la costa, y sobre pradera de *Posidonia oceanica* en su mitad más alejada de la orilla.

Los taludes de la zanja, constituidos principalmente por un entramado de raíces y rizomas de *Posidonia* conocido como mata, han sido colonizados por una pradera del alga clorofícea *Caulerpa prolifera*, mientras que en el fondo de la zanja, en el que se acumula arena fina alrededor del emisario, se ha desarrollado un poblamiento mixto de *Caulerpa prolifera* y de la fanerógama *Cymodocea nodosa*.



A -6.3 m de profunditat (a uns 400 metres de la orilla), el emisari se enterra de nou, tornant a aparèixer a -7.2 m, en un fons que continua sent arenós i colonitzat per *Cymodocea nodosa* i *Caulerpa prolifera*.



A lo largo de todo el trazado del emisario se pueden apreciar pequeñas matas de *Posidonia oceanica* que han colonizado el fondo de la zanja y el emisario. Sobre los -8 m de profundidad comienzan a aparecer con mayor frecuencia estas matas sueltas de *P oceanica*, que en ningún momento llegan a formar una pradera continua.





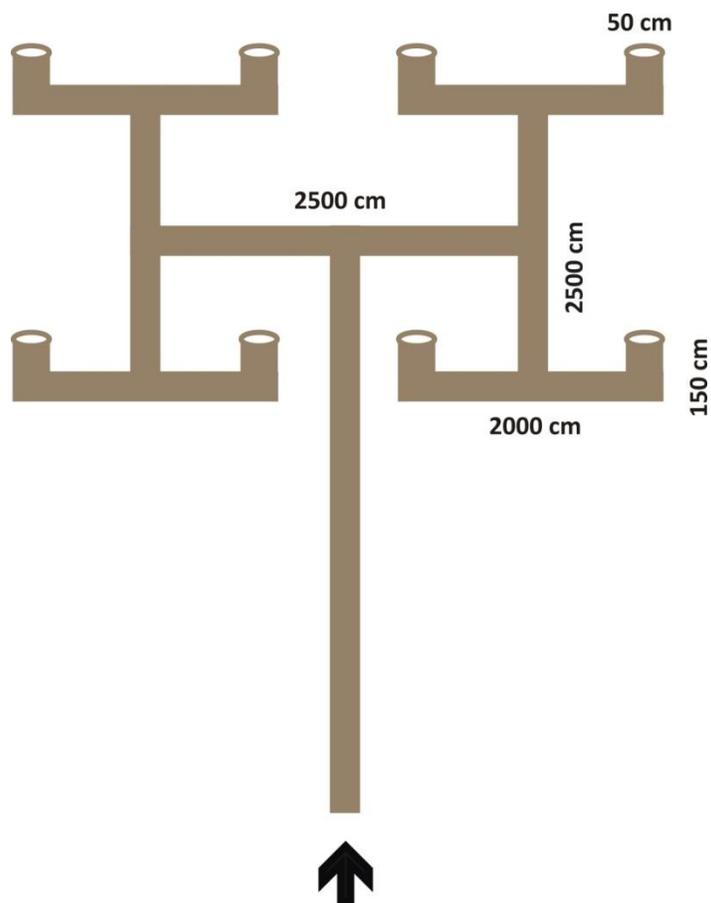
El tramo de difusores se encuentra a -11 m de profundidad, posado sobre el lecho marino de arenas finas en una zona donde la zanja se ha venido haciendo paulatinamente menos profunda y acaba por desaparecer. El lecho marino está colonizado por lo que queda de una pradera de *Posidonia oceanica* que ha reducido su densidad hasta convertirse en una dispersión de matas sueltas, sin continuidad. Los espacios entre matas están ocupados por mata muerta de *P. oceanica*, sobre la que se mantienen las algas propias del substrato inferior de la pradera, a las que se ha añadido *Caulerpa prolifera*.



Al llegar al tramo difusor el emisario se bifurca en T y después cada uno de los brazos forma una H, en cuyos 4 extremos se insertan codos que sitúan las 8 bocas difusoras elevadas del fondo aproximadamente 1 m. Esta estructura se encuentra anclada mediante muertos de hormigón en forma de U invertida.



Los difusores han perdido las tapas que los mantenían cerrados en ausencia de flujo, para impedir la entrada de sedimentos que podrían taponarlos.



Justo antes del arranque del tramo difusor el emisario presenta un orificio de unos 15 cm de diámetro, por el que sale parte del efluente. Este orificio responde probablemente a una rotura por un ancla. Esta rotura coincide con uno de los muertos que se encuentra volcado, lo que apoyaría la explicación del ancla.



En el momento de la inspección, a parte de por la rotura detectada, el efluente salía solamente por la mitad de los 8 difusores. Sin embargo, los difusores que no presentaron flujo tampoco parecían obturados.



La integridad general del emisario inspeccionado parece correcta. Solamente se han localizado algunos de los lastres de anclaje fuera de su posición original, volcados y separados de la conducción, y una rotura muy próxima al tramo difusor, por el que se escapa parte del efluente.

Palma de Mallorca, a 10 de junio de 2016

RESPONSABLE DEL PROYECTO

Francisco Mir Massanet



Coordinador – Gerente
Biólogo colegiado 12786-B

TÉCNICO REDACTOR



Benjamí Reviriego Riudavets
Biólogo colegiado 10782-C

EQUIPO PARTICIPANTE

Francisco Mir Massanet, biólogo

Benjamí Reviriego Riudavets, biólogo

Juan Javier Llop Garau, geógrafo

Miguel Ángel Pozo Fernández, biólogo

Clara Cánovas Pérez, ambientóloga