

APÉNDICE 14.

INFORME INTEGRAL SOBRE EL ESTADO ECOLÓGICO DEL MAR MENOR

APÉNDICE 14.

INFORME INTEGRAL SOBRE EL ESTADO ECOLÓGICO DEL MAR MENOR

Comité de Asesoramiento Científico del Mar Menor.
13 de febrero de 2017



Región de Murcia
Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente
Oficina de Impulso Socioeconómico del Medio Ambiente



**Espacios
Naturales** Región
de Murcia

INFORME INTEGRAL SOBRE EL ESTADO ECOLÓGICO DEL MAR MENOR

Comité de Asesoramiento Científico del Mar Menor

13 de febrero de 2017



Región de Murcia
Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente
Oficina de Impulso Socioeconómico del Medio Ambiente



**Espacios
Naturales** Región
de Murcia

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

Índice

INTRODUCCIÓN	3
1. HIDROGEOLOGÍA	7
1.- INTRODUCCIÓN	8
2.- ACUÍFEROS EXISTENTES EN EL CAMPO DE CARTAGENA	8
3.- FUNCIONAMIENTO HIDROGEOLÓGICO Y BALANCE HÍDRICO	10
4.- ACUÍFEROS EN CONEXIÓN CON EL MAR MENOR.	14
5.- CONTAMINACIÓN POR NITRATOS Y OTRAS SUSTANCIAS	17
6.- CONSIDERACIONES SOBRE LOS APORTES SUPERFICIALES VISIBLES A TRAVÉS DE LA RAMBLA DEL ALBUJÓN Y RELACIÓN ACUÍFERO-RAMBLA.	19
7.- CONSIDERACIONES SOBRE LA MITIGACIÓN DE LOS IMPACTOS.	20
REFERENCIAS	22
2. ECOLOGÍA LAGUNAR	23
1.- INTRODUCCIÓN	24
2.- CAUSAS DEL ESTADO ECOLÓGICO Y SITUACIÓN DE PARTIDA.	24
ANTECEDENTES Y PRIMEROS ESTUDIOS	29
SÍNTESIS DE LOS PRINCIPALES PROCESOS Y CAMBIOS EXPERIMENTADOS QUE AFECTAN A LA ECOLOGÍA LAGUNAR	31
3. DEFINICIÓN DEL ESTATUS DE LA CALIDAD DEL AGUA Y DEL PROCESO DE EUTROFIZACIÓN.	34
CAMBIOS EN LA ENTRADA DE NUTRIENTES Y EN EL ESTADO TRÓFICO	36
FITOPLANCTON	38
4. DEFINICIÓN DEL GRADO DE ALTERACIÓN DE LOS HÁBITATS Y LA BIODIVERSIDAD	40
REPERCUSIONES EN LA ACTIVIDAD PESQUERA	44
FITOPLANCTON	47
5. PROGNOSIS DE LAS RESPUESTAS ECOLÓGICAS DEL ECOSISTEMA. DIRECTRICES PARA LA PREVENCIÓN Y MINIMIZACIÓN DE LAS PRESIONES Y PARA LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE LA LAGUNA.	49
DIRECTRICES PARA LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE LA LAGUNA:	54
LÍNEAS DE ACTUACIÓN QUE AYUDARÍAN A MITIGAR LA SITUACIÓN ACTUAL EN LA LAGUNA (INCLUYENDO SU ORDEN DE PRIORIDAD).	57
6. INDICADORES DE SEGUIMIENTO. SEGUIMIENTO Y EVALUACIÓN RÁPIDA DE LA RESPUESTA DEL ECOSISTEMA A LAS MEDIDAS DE ACTUACIÓN Y GESTIÓN.	58
REFERENCIAS	60
3. OCEANOGRAFÍA FÍSICA Y QUÍMICA	71
1. DESCRIBIR EL ESTADO DEL CONOCIMIENTO	72
A) HIDRODINÁMICA LAGUNAR	72
B) PROCESOS DE LA COLUMNA DE AGUA Y SU DINÁMICA DE NUTRIENTES Y METALES PESADOS	74
C) PROCESOS EN EL SEDIMENTO Y SU DINÁMICA DE NUTRIENTES Y METALES PESADOS	75
D) INTERACCIÓN AGUA-SEDIMENTO	76
2. IDENTIFICAR Y TIPIFICAR LOS IMPACTOS QUE RECIBE LA LAGUNA	77
A) HIDRODINÁMICA LAGUNAR.	77
B) PROCESOS DE LA COLUMNA DE AGUA Y SU DINÁMICA DE NUTRIENTES Y METALES PESADOS. LA ENTRADA DE NITRATOS, FOSFATOS Y OTROS ELEMENTOS POR ESCORRENTÍAS SUPERFICIALES, AGUAS SUBTERRÁNEAS Y VERTIDOS DIRECTOS A LA LAGUNA FAVORECE LA PROLIFERACIÓN.	77
C) PROCESOS EN EL SEDIMENTO Y SU DINÁMICA DE NUTRIENTES Y METALES PESADOS.	77
D) INTERACCIÓN AGUA-SEDIMENTO.	78



Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

3. PRINCIPALES LAGUNAS DE CONOCIMIENTO EN ESTE CAMPO.	79
A) HIDRODINÁMICA LAGUNAR.	79
B) PROCESOS DE LA COLUMNA DE AGUA Y SU DINÁMICA DE NUTRIENTES Y METALES PESADOS.	80
C) PROCESOS EN EL SEDIMENTO Y SU DINÁMICA DE NUTRIENTES Y METALES PESADOS.	81
D) INTERACCIÓN AGUA-SEDIMENTO.	82
4. LÍNEAS DE ACTUACIÓN QUE AYUDARÍAN A MITIGAR LA SITUACIÓN ACTUAL EN LA LAGUNA (INCLUYENDO ORDEN DE PRIORIDAD).	82
REFERENCIAS	84
4. CUENCA VERTIENTE Y HUMEDALES LITORALES	87
1- ESTADO AMBIENTAL DE LA CUENCA VERTIENTE. EVOLUCIÓN, ESTADO ACTUAL Y CAUSAS	88
2.- IMPACTOS DE LA CUENCA SOBRE LA LAGUNA	93
3- PAPEL DE LOS HUMEDALES LITORALES EN LA DINÁMICA DE LOS NUTRIENTES, AFECCIONES A LOS HÁBITATS Y BIODIVERSIDAD Y SOBRE LAS AVES ACUÁTICAS DEL MAR MENOR	95
4- DIRECTRICES PARA LA PREVENCIÓN Y MINIMIZACIÓN DE LAS PRESIONES. SUGERENCIAS Y MEDIDAS CAUTELARES	98
4.1. CONTENCIÓN Y REORDENACIÓN DE LA SUPERFICIE DE REGADÍO EN LA CUENCA DEL MAR MENOR	99
4.2. REDUCCIÓN EN ORIGEN DE LA CONTAMINACIÓN AGRARIA, EN CORRESPONDENCIA CON LA DECLARACIÓN DEL CAMPO DE CARTAGENA COMO ZONA VULNERABLE A LA CONTAMINACIÓN POR NITRATOS	99
4.3. APLICACIÓN DE MEDIDAS BASADAS EN LA NATURALEZA (NATURE-BASED SOLUTIONS) EN EL CONJUNTO DE LA CUENCA	100
4.4. RECUPERACIÓN DE SUPERFICIES DE HUMEDAL NATURAL EN LAS PROXIMIDADES DE LA LAGUNA	100
4.5. PUESTA EN MARCHA DE MEDIDAS PARA MITIGAR LA CONTAMINACIÓN POR RESIDUOS MINEROS	100
5.- SEGUIMIENTO Y EVALUACIÓN DE LAS MEDIDAS DE ACTUACIÓN Y GESTIÓN	101
REFERENCIAS	103
5. DEPURACIÓN Y DESCONTAMINACIÓN DE AGUAS	113
1. IDENTIFICAR Y TIPIFICAR LOS CONTAMINANTES QUE RECIBE EL MAR MENOR, ASÍ COMO SUS FUENTES:	114
2. ASESORAR EN LAS MEDIDAS DE GESTIÓN PARA LA REDUCCIÓN DE CONTAMINANTES EN LOS DISTINTOS AFLUENTES DE LA LAGUNA, PROPONIENDO LAS MEJORES TÉCNICAS DISPONIBLES (MTD). (NITRATOS)	116
A) DESCONTAMINACIÓN Y DEPURACIÓN DE AGUAS SUPERFICIALES	116
B) DESCONTAMINACIÓN Y DEPURACIÓN DE AGUAS PROFUNDAS	120
CONCLUSIONES AL INFORME	122
REFERENCIAS	124



Introducción

Juan Madrigal De Torres

Presidente del Comité de Asesoramiento Científico del Mar Menor

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

Como se recoge en el preámbulo de la *Orden de 29 de julio de 2016, de la Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente*, por la que se crea el Comité de Asesoramiento Científico del Mar Menor, este espacio es una de las mayores lagunas litorales de Europa y la más grande de la península ibérica. Su cubeta se halla separada del Mar Mediterráneo por un estrecho cordón arenoso (La Manga) de 22 km de longitud, a su vez atravesado por diversos canales y golas que determinan unas aguas de características hipersalinas pero netamente marinas. Sobre este espacio convergen múltiples usos y aprovechamientos, principalmente turísticos, recreativos y pesqueros, sin olvidar el importante aprovechamiento agrícola de su entorno. Todos ellos sitúan a la laguna como un factor clave en los planes de desarrollo regional además de poseer un importante significado emblemático para la Región de Murcia.

Desde el punto de vista ambiental, el Mar Menor constituye uno de los ecosistemas más relevantes del Mediterráneo. Entre sus muchos valores destaca la presencia de praderas de fanerógamas marinas (*Cymodocea nodosa* y *Ruppia cirrhosa*), peces de especial interés como caballitos de mar (*Hippocampus ramulosus*) o el fartet (pez endémico incluido en el Anexo II de la Directiva Hábitat), altas densidades de nacra (*Pinna nobilis*), así como importantes comunidades de aves acuáticas. Además de la cubeta lagunar propiamente dicha, es remarcable la existencia en sus márgenes de diversos humedales y criptohumedales asociados, dos sistemas lagunares convertidos en salinas (San Pedro al Norte y Marchamalo al sur), zonas de intercambio con el mar Mediterráneo (Las Encañizadas y Las Golas), cinco islas de origen volcánico (Isla del Barón, Perdiguera, Del Ciervo, Redonda y Del Sujeto) y tres zonas Húmedas (La Playa de la Hita, Saladar de Lo Poyo y la Marina del Carmolí).

Dentro estos espacios se han cartografiado un total de 27 tipos de hábitats de interés comunitario (incluyendo los 5 tipos de hábitats marinos cartografiados en la Región), de los 48 descritos para la Región de Murcia; de ellos 8 son prioritarios y, a escala de la región biogeográfica mediterránea del estado español, 11 son muy raros y 10 son raros, presentando la mayor parte de ellos un estado de conservación bueno o excelente. La contribución de estos espacios a la conservación de los hábitats marinos cartografiados en el litoral regional es esencial, al incluir: la totalidad del hábitat 1150* (Lagunas costeras); aproximadamente el 80 por 100 de la superficie cartografiada en la Región de los tipos 1110 (Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina, poco profunda) y 1120* (Praderas de *Posidonia*); y el 55 por 100 del tipo 1170 (Arrecifes).

En el ámbito terrestre destacan los hábitats de dunas, presentando tres de ellos la totalidad de la superficie regional cartografiada en este ámbito: el tipo 2240 (Dunas con céspedes del *Brachypodietalia* y de pantas anuales), distribuido entre las ZEC "Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar" (60%) y "Espacios Abiertos e Islas del Mar Menor" (40%); el tipo 2250* (Dunas litorales con *Juniperus spp.*), que presenta la totalidad de su superficie cartografiada en la ZEC "Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar"; y el tipo 2260 (Dunas con vegetación esclerófila del *Cisto-Lavanduletalia*) que presenta el 94% de su superficie cartografiada en la ZEC "Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar". Otros hábitats de dunas cartografiados poseen una superficie relevante: 2110 (Dunas móviles embrionarias) (76%), 2230 (Dunas con céspedes del *Malcomietalia*) (63%), 2120 (Dunas móviles de litoral con *Ammophila arenaria* ("dunas blancas") (57%) y 2210 (Dunas fijas de litoral del *Crucianellion maritimae*) (48%).

Son también muy numerosas las biocenosis marinas contenidas por todos estos espacios, incluidas en el Protocolo sobre Zonas Especialmente Protegidas y la Diversidad Biológica en el Mediterráneo (Convenio de Barcelona).

Todos estos valores han determinado que en este ámbito confluyan diferentes figuras de protección: ha sido declarado Espacio Ramsar, Parque Regional y ZEPIM, además dentro de él se incluyen diversos LICs marítimos y terrestres así como zonas ZEPA de la Red Natura 2000 cuyan planificación se instrumenta a través de un Plan de gestión Integral.No obstante, a pesar de esta

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

enorme importancia ambiental, estratégica y económica, la laguna ha sufrido un evidente proceso de transformación y deterioro. Una de las consecuencias más evidentes de todos estos impactos es el notable deterioro de la calidad de sus aguas que ha conducido a la progresiva eutrofización de la laguna con importantes cambios en sus comunidades planctónicas.

La respuesta a la problemática que hoy soporta el Mar Menor no puede identificarse con una solución unidireccional debido a su complejidad técnica, ambiental y social, sino que deberá abordarse y ser el resultado de la combinación de diversas actuaciones en los diferentes sectores de actividad que han convergido para que en estos momentos el Mar Menor esté en la situación que hemos indicado. Sin embargo, dado el enorme ámbito territorial así como la imbricación de espacios implicados -marítimos y terrestres- y de actividades -agrícola, pesquera, urbana y turística-, buena parte de las medidas a adoptar escapan al ámbito estrictamente competencial de una única administración pública.

En el Comité de Asesoramiento Científico, cuyas funciones abarcan no sólo el asesoramiento científico en la selección y ejecución de acciones dirigidas a la mejora del estado ecológico del Mar Menor, sino el impulso del conocimiento científico y la investigación aplicada en relación con problemas ambientales de la laguna, desde el mismo momento de su constitución el día 15 de septiembre de 2016, puso de relieve la necesidad de profundizar en el conocimiento de los factores que afectaban al estado del ecosistema teniendo en cuenta la rapidez con la que estaban evolucionando algunos parámetros físicos, químicos y biológicos, y sobre todo su incidencia sobre los sedimentos y comunidades bentónicas. De ahí que los primeros esfuerzos estuvieran dedicados a promover proyectos y campañas para paliar el déficit de conocimiento y garantizar un seguimiento y monitorización adecuados de los distintos elementos de la laguna.

Tras esas primeras reuniones en seno del Comité se planteó la necesidad de elaborar un informe en el que, sobre la base de los datos existentes y de las investigaciones científicas realizadas o en curso, se reflejara su opinión colegiada sobre el del Mar Menor con los siguientes objetivos:

1. Describir el estatus medioambiental del ecosistema.
2. Identificar y tipificar los impactos que recibe la laguna.
3. Predecir las respuestas ecológicas del ecosistema, incluidas las derivadas de las acciones o medidas de gestión que pueden adoptarse (por ejemplo, la que ya se ha tomado de minimizar la entrada de efluentes superficiales antrópicos).
4. Proponer directrices para la restauración ecológica de la laguna.

Con el fin de acotar el campo sobre el que realizar el trabajo se seleccionaron las siguientes preguntas o cuestiones iniciales para su respuesta en el informe con referencia a los datos más recientes de los que se dispusiera: causas del estado ecológico y situación de partida; definición del estatus de la calidad del agua y del proceso de eutrofización; definición del grado de alteración de los hábitats y la biodiversidad (bentos y sedimentos, praderas, ictioplancton, consumidores apicales -peces y aves-, biodiversidad en general, conectividad, exóticas); pronóstico de las respuestas ecológicas del ecosistema. Directrices para la prevención y minimización de las presiones y para la restauración ecológica de la laguna, sugerencias y medidas cautelares; e indicadores de seguimiento (seguimiento y evaluación rápida de la respuesta del ecosistema a las medidas de actuación y gestión).

Para desarrollar esta ingente tarea en un breve espacio de tiempo se acordó dividir el informe en diferentes apartados en función de las diferentes especializaciones, con la plena conciencia de que esta fragmentación pudiera no ser del todo exacta, a cuyo efecto se constituyeron los siguientes grupos de trabajo:



Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

- Hidrogeología (interacción del Mar Menor con aguas superficiales y subterráneas y con las condiciones climáticas del área).
- Ecología lagunar (biodiversidad, especies indicadoras, especies vulnerables, fitoplancton, biocenosis bentónicas, peces, aves acuáticas y palustres, conectividad).
- Oceanografía física y química (hidrodinámica lagunar, flujos agua-sedimento, composición y biogeoquímica del sedimento, procesos de degradación y transferencia en columna de agua y en sedimento, dinámica espacial y temporal de nutrientes en la columna de agua, análisis de procesos funcionales).
- Cuenca vertiente y humedales litorales (influencia y afecciones sobre el Mar Menor, usos del suelo, exportación de nutrientes - fuentes y procesos-, humedales periféricos, medidas de control y mitigación de impactos).
- Depuración y descontaminación de aguas (sistemas de depuración y descontaminación de aguas -nitratos, fosfatos y metales pesados-).

Estos grupos de carácter multidisciplinar integrados por técnicos y científicos, con el apoyo logístico y tecnológico del personal de la Oficina de Impulso Socioeconómico del Medio Ambiente de la Consejería Agua, Agricultura y Medio Ambiente, han mantenido diversas reuniones y debatido intensamente sus formulaciones e hipótesis hasta alcanzar unas propuestas para el pleno. Finalmente, el Pleno del Comité en su reunión del día 13 de febrero de 2017, ha aprobado el “*Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*” cuyo resultado se recoge en las páginas siguientes.

Como todo informe, que no deja de ser una radiografía de la situación del Mar Menor en un momento en el que todavía existe muchos interrogantes sobre la evolución de algunas variables esenciales de los procesos biológicos que están ocurriendo, puede presentar carencias y suscitar dudas, pero de lo que no debe dudarse es del esfuerzo de generosidad y de la colaboración desinteresada de todos los que han contribuido a su elaboración.



1. Hidrogeología

Autores del Informe:

García Aróstegui, José Luís
Marín Arnaldos, Francisco
Martínez Vicente, David

Compiladores del Informe:

García Aróstegui, José Luís
Marín Arnaldos, Francisco

Miembros del Grupo de Trabajo "Hidrogeología":

García Aróstegui, José Luis (IGME)
González Barberá, Gonzalo (CEBAS-CSIC)
María Dolores Pedrero, Emilio (SERVICIO PESCA Y ACUICULTURA-CARM)
Marín Arnaldos, Francisco (D.G. AGUA-CARM)
Martínez Vicente, David (D.G. AGUA-CARM)
Vicente García, Jose Ramon (D.G. AGUA-CARM)

Coordinador OISMA del Grupo de Trabajo

López Aledo, Teresa (ORTHEM)

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

1.- Introducción

El presente informe, realizado en el marco del Grupo de Trabajo de Hidrogeología perteneciente al Comité de Asesoramiento Científico del Mar Menor, se plantea con el objetivo principal de establecer la importancia que representan las aguas subterráneas en lo relativo a la conexión de los acuíferos del Campo de Cartagena con el Mar Menor. Se pretende proporcionar una síntesis del conocimiento sobre aspectos claves del funcionamiento de los acuíferos y su balance hídrico, las incertidumbres, la calidad de las aguas subterráneas, así como esbozar los estudios que resultan necesarios para cuantificar el flujo subterráneo (y transporte de masa) del Campo de Cartagena al Mar Menor, e indicar de forma preliminar las medidas que se podrán llevar a cabo para reducir o minimizar los impactos de estos flujos.

2.- Acuíferos existentes en el Campo de Cartagena

El relleno sedimentario de la cuenca geológica del Campo de Cartagena, con un espesor de hasta unos 1500 m, se compone principalmente de materiales detríticos de baja permeabilidad (fundamentalmente margas) con intercalaciones de materiales de alta permeabilidad que dan lugar a acuíferos de indudable interés captados de forma intensiva desde mediados del siglo XX. Los acuíferos son materiales geológicos capaces de almacenar y transmitir agua, por tanto, su caracterización suele ser compleja dado que requiere el conocimiento de la geometría (fundamentalmente extensión y espesor de las formaciones), y distribución espacial de los parámetros hidráulicos (fundamentalmente permeabilidad y parámetros relacionados con el almacenamiento), y estas variables esenciales presentan cierta heterogeneidad y anisotropía que se traduce en variabilidad tanto en superficie como en profundidad, de tal manera que es habitual dar valores aproximados acordes al conocimiento disponible en cada momento.

En el Campo de Cartagena, el Instituto Geológico y Minero de España (en adelante IGME) ha definido cuatro acuíferos separados, en la vertical, por niveles de baja permeabilidad, que desde la superficie hacia muro (en profundidad) son los siguientes: 1) Acuífero Cuaternario, compuesto por gravas, arenas y arcillas, con relativamente alta heterogeneidad de parámetros hidráulicos; 2) Acuífero Plioceno, compuesto por calcarenitas bioclásticas y conglomerados; 3) Acuífero Messiniense – también llamado Andaluciense-, compuesto por calcarenitas, conglomerados y calizas; y 4) Acuífero Tortoniense, compuesto por conglomerados y areniscas (éste acuífero es denominado “La Naveta” en el Plan Hidrológico de la Cuenca del Segura). Por lo tanto, el esquema hidrogeológico puede sintetizarse como un sistema multicapa (aunque no todos los acuíferos están presentes a lo largo de toda la extensión superficial del Campo de Cartagena), constituido por un acuífero superficial libre de edad Cuaternario y tres acuíferos profundos fundamentalmente confinados (de edad Plioceno, Messiniense y Tortoniense). Por último, se define un quinto material de características acuíferas formado por rocas carbonatadas de edad Pérmico-Triásico, que aflora en el Cabezo Gordo, y tiene un eje elevado hacia Sucina, y que, en determinados sectores estaría en conexión con el acuífero Messiniense. Estos mismos materiales carbonatados constituyen el acuífero independiente (y masa de agua subterránea) del “Triásico de Los Victorias”, que apenas tiene relación hidrogeológica actual con los acuíferos citados del Campo de Cartagena. En la figura 1 se sintetiza el esquema de acuíferos en un corte aproximadamente Oeste-Este, representativo de la zona norte del Campo de Cartagena.

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

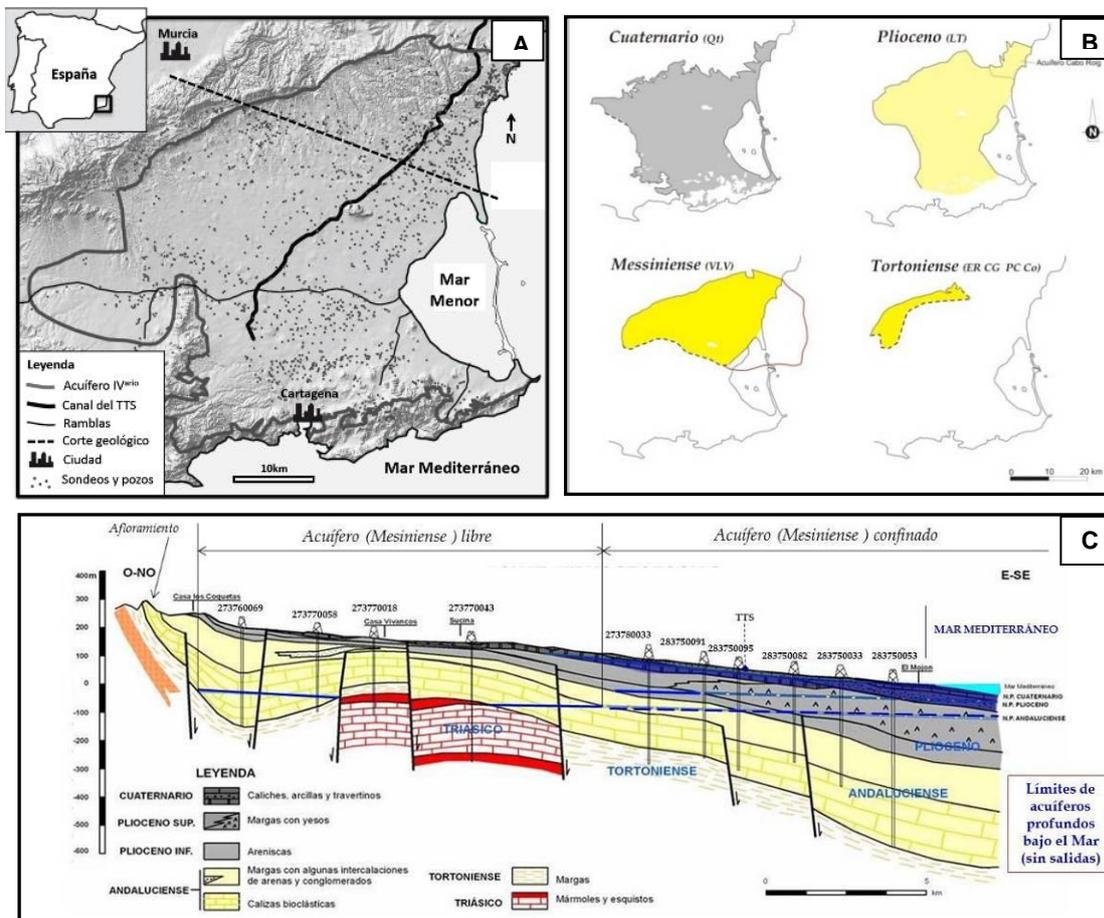


Figura 1. A) Localización y límite de la Masa de Agua Subterránea del Campo de Cartagena (García-Aróstegui et al., 2016). B) Extensión y límites propuestos para los acuíferos (unidades hidroestratigráficas) de cobertura (modificado de García-Aróstegui et al., 2012) Nota: Línea de trazos: límite desconocido y cambio lateral de facies. Línea roja: prolongación estimada bajo el mar. El acuífero Cuaternario también está presente bajo el Mar Menor. C) Corte hidrogeológico esquemático del Campo de Cartagena en la zona norte (modificado de García-Aróstegui et al., 2012). Nota: Se indica la zona saturada (por debajo del nivel piezométrico), y no saturada de los acuíferos Plioceno y Messiniense.

La extensión y espesor de los acuíferos es diferente según el acuífero de que se trate, lo cual tiene importantes repercusiones a la hora de valorar, entre otros, aspectos tales como las reservas de los acuíferos o la comunicación entre ellos (figura 1). El acuífero Cuaternario (espesor medio saturado próximo a 50 m) ocupa la mayor parte de la extensión superficial del Campo de Cartagena con excepción de las áreas de afloramiento de los acuíferos confinados situadas al oeste-noroeste. El agua de la laguna costera del Mar Menor tiene como sustrato el propio material acuífero Cuaternario, de tal manera que se establece una comunicación hidráulica que se comentará más adelante. El acuífero Plioceno presenta menor extensión y espesor (unos 30 m) que el Cuaternario y, en la zona del Mar Menor, de acuerdo con los trabajos de García-Aróstegui et al. (2012), debe extenderse con carácter confinado (bajo una capa de baja permeabilidad que lo separa del acuífero Cuaternario) hasta La Manga. Dicho límite en La Manga del Mar Menor vendría justificado por la existencia de una serie de afloramientos volcánicos que, aunque discontinuos, a efectos hidrogeológicos actúan como límite; esto además viene apoyado por la

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

inexistencia del Plioceno al Este, mar adentro, según la información geológica existente en la plataforma continental. Respecto a los materiales de edad Messiniense, cabe destacar la existencia de dos zonas en la parte terrestre, la mitad Norte (espesor unos 125 m), constituida por materiales permeables (véase corte de la Figura 1), y la mitad Sur, constituida por materiales de baja permeabilidad, por tanto no acuíferos. La transición entre ambas zonas ha sido tradicionalmente interpretada como un importante accidente tectónico en el centro del Campo de Cartagena, pero una reinterpretación de la información sísmica existente en la zona, descarta esta opción, y se propone un importante cambio lateral de facies, consecuencia de las repetidas transgresiones y regresiones marinas propias de la mencionada edad geológica. Respecto a la zona marina, el acuífero Messiniense se prolongaría de forma confinada unos 11 km bajo el Mediterráneo, de acuerdo a la información geológica existente en la plataforma continental. Finalmente, la extensión del acuífero Tortoniense (espesor de unos 90 m) resulta difícil de conocer por la propia naturaleza del depósito constituyente, con importantes y frecuentes cambios laterales de facies.

3.- Funcionamiento hidrogeológico y balance hídrico

A escala de la cuenca mediterránea, el Campo de Cartagena representa uno de los sistemas acuíferos más importantes en cuanto a productividad de aguas destinadas al regadío, despertando un gran interés científico por la diversidad de circunstancias que confluyen. La actividad agrícola del Campo de Cartagena y la actividad turística en el entorno de la laguna costera del Mar Menor, de gran valor ecológico, así como las interrelaciones entre ambos, con importantes implicaciones ambientales, le confieren un interés adicional y una trascendencia socioeconómica de primer orden.

El funcionamiento hidrogeológico general del sistema es complejo debido a la configuración geométrica y la antropización a la que está sometido. Los acuíferos confinados tienen una pequeña superficie de afloramiento al norte en donde tiene lugar la escasa recarga natural procedente de la infiltración de la lluvia útil (precipitación una vez descontada la evapotranspiración y escorrentía superficial), y la mayor parte de las entradas al sistema general se producen por transferencia desde el acuífero superior.

El acuífero superior de edad Cuaternario, presenta carácter libre y además de la recarga natural procedente de la infiltración de la lluvia útil, recibe la recarga por retorno de riego en las áreas de cultivo. La variabilidad espacial y temporal de esta recarga es elevada y su conocimiento en detalle es sumamente difícil aunque esencial para entender aspectos clave como la contaminación por actividades antrópicas en superficie, por lo que las cifras que se proporcionan son orientativas. En el estudio de IGME (1991), la lluvia útil sobre el acuífero fue estimada en 57 hm³/año (17% de la precipitación estimada en 300 mm/año, es decir 50 mm/año aplicados sobre 1135 km²), de los cuales se infiltran 46 hm³/año (80%) y 11 hm³/año (20%) de escorrentía superficial hacia el Mar Menor y Mar Mediterráneo durante episodios de avenida. Por otro lado, dicho estudio consideró que el volumen de agua aplicada para riego a toda la superficie del Cuaternario (se estimaron 23900 ha) era de 115 hm³/año, y asumió que un 20% de éste agua se infiltra, de tal manera que la alimentación por excedentes de regadío fue estimada en 23 hm³/año. Por tanto, las entradas totales al acuífero Cuaternario serían de 69 hm³/año. Resulta evidente que tales valores, tal y como fueron estimados pudieron ser válidos en su fecha, pero deben ser profundamente revisados actualmente, pues se han modificado las superficies y técnicas de riego y el origen de las aguas. Las cifras oficiales que figuran en el vigente Plan Hidrológico de la Cuenca del Segura (2015-2021) son 76.2 hm³/año de infiltración por lluvia y 18.2 hm³/año de retornos procedentes de riego, lo que hace un total de recursos de 94.4 hm³/año.

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

En el artículo de Jiménez *et al.* (2016), se proporciona el balance estimativo del sistema para el periodo 2000-2011 con un enfoque diferente para evaluar las entradas al acuífero Cuaternario al considerar áreas regadas (37600 ha en un área regable de 674 km²) y no regadas (562 km²). Debe señalarse que la información de esta publicación arroja unas cifras orientativas del balance que deben ser validadas con medidas de campo de los diferentes elementos que constituyen el balance. En concreto, la recarga al acuífero Cuaternario se cifra en 112 hm³/año de los que 66 hm³/año se producen en el área regable, y por tanto, en su mayor parte procederían de retornos de riego.

En cuanto a las salidas del acuífero Cuaternario se producen fundamentalmente mediante 1) explotación por bombeo neto, 2) descarga subterránea (o lateral oculta) al Mar Menor, 3) descarga subterránea al Mar Mediterráneo, 4) drenaje en el tramo final de los cauces, 5) infiltración hacia los acuíferos inferiores a través de sondeos, y 6) probablemente a través de su comunicación con el acuífero carbonatado en el sector de Cabezo Gordo.

A nivel de todo el acuífero multicapa, la perspectiva histórica indica que se viene efectuando un uso combinado no planificado de aguas subterráneas y superficiales (aguas procedentes del Trasvase Tajo-Segura y otros), de tal manera que, especialmente por su peor calidad (y no siempre menor coste), las aguas subterráneas son empleadas a nivel de usuarios individuales cuando escasean los recursos del trasvase en el área regable que corresponde mayoritariamente a la Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena, aunque también incluiría otras comunidades en la provincia de Alicante que están sobre el acuífero. Los regadíos ubicados fuera de la zona regable del trasvase sólo disponen de aguas subterráneas, que eventualmente pueden complementar con aguas depuradas y recientemente con aguas de mar desaladas.

La cuantificación precisa de la explotación por bombeo en el Campo de Cartagena es sin dudas una materia pendiente y no se dispone de evaluaciones recientes. En el estudio del IGME (1991) se indicaba una explotación por bombeo total de 21 hm³/año de los que 2 hm³/año se producían en el Cuaternario, 6,3 hm³/año en el Plioceno y 12,3 hm³/año en el Messiniense. Estas cifras corresponden al año 1990 que fue relativamente húmedo y se han modificado sustancialmente. Según el PHCS 2015-2021 el bombeo es de 88,2 hm³/año. Por otro lado, según Jiménez *et al.* (2016) el bombeo es de 104 hm³/año, aunque incluye una parte del bombeo del acuífero Triásico de los Victorias. Las dos últimas referencias citadas corresponden a valores medios, y en los tres casos, las cifras son estimaciones, por lo que no se tiene una cuantificación de lecturas directas de contadores instaladas en captaciones.

A nivel de todo el acuífero del Campo de Cartagena, la explotación por bombeo de aguas subterráneas debe ser mayor en valor medio que las aportaciones del Trasvase Tajo-Segura, y en periodos de sequía se incrementa notablemente para atender la demanda de riego, aunque también se produce infradotación de cultivos y reducción de superficies regadas en cultivos herbáceos. En la figura 2 se esquematiza la relación entre orígenes del agua de riego y niveles piezométricos de los distintos acuíferos en el área de San Javier, de tal manera que cuando se reduce la aportación de agua del Trasvase Tajo-Segura, se produce un incremento del bombeo de aguas subterráneas con el consiguiente descenso de niveles piezométricos. Dado que apenas se dispone de periodos largos de registros continuos de niveles piezométricos (diarios o al menos mensuales en una amplia red de control), cuantificación individual de volúmenes de bombeo, ni apenas parámetros hidráulicos, resulta complejo ajustar modelos fiables y ocasiona incertidumbre de los mismos.

Por otro lado, la necesidad de los usuarios por asegurar los recursos hídricos en cantidad y calidad, especialmente en periodos de sequía, ha supuesto la proliferación de pequeñas plantas desaladoras privadas de aguas subterráneas salobres, cuya salmuera de rechazo parece haber estado vertiéndose incontroladamente a salmueroductos con salida a cauces (y reinfiltración

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

posterior), o inyectada en pozos en el propio acuífero superior, a falta de una solución eficaz (evacuación, tratamiento u otras) privada o de las administraciones competentes, con el consiguiente impacto ambiental que ello supone a medio y largo plazo. Se desconoce la parte del bombeo total de aguas subterráneas sometido a desalobración cuyo proceso suele generar un 75% de producto y un 25% de salmuera. Estos aspectos deben ser mejor estudiados dada su gran trascendencia ambiental y socioeconómica, pues han supuesto un importante foco de probable incremento de contenidos en nitratos y salinización en general, y, especialmente, por las relaciones hidráulicas que existen con el Mar Menor.

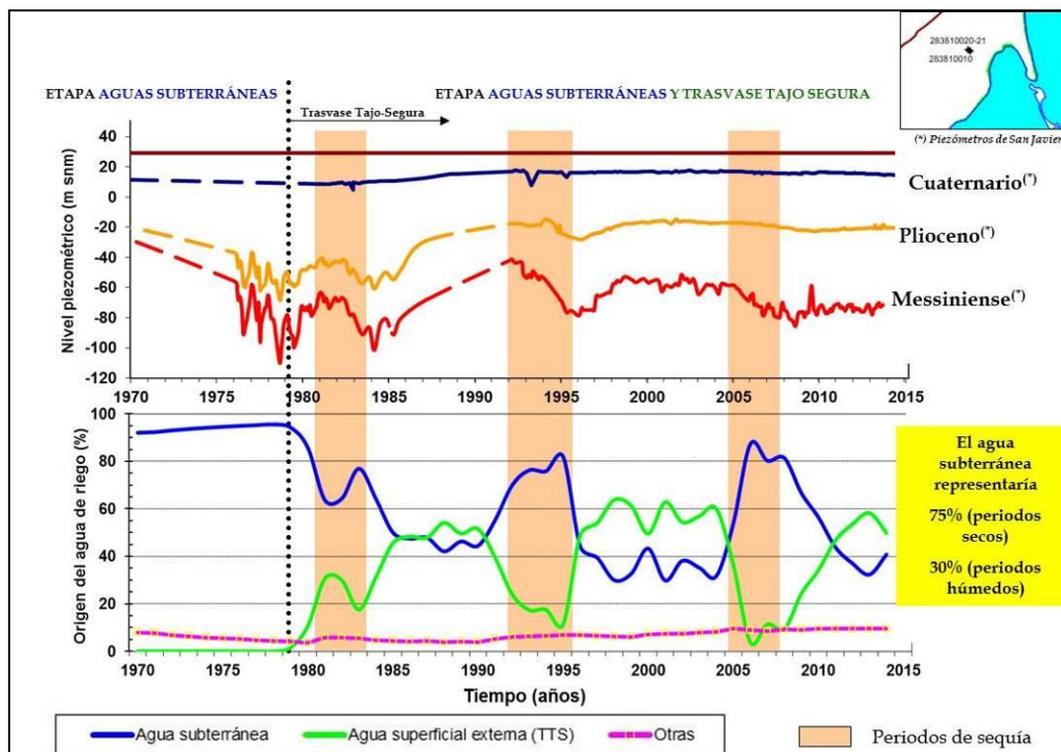


Figura 2. Origen del agua para riego y relación con niveles piezométricos en la parte norte del acuífero del Campo de Cartagena. Nota: porcentajes orientativos suponiendo una demanda total media para regadío de 200 hm³/año. Fuente: Elaborado por García-Aróstegui, publicado en Custodio et al. (2016) y Senent-Aparicio et al. (2015).

En cuanto a la comunicación vertical entre acuíferos, dado que el acuífero Cuaternario está fuertemente contaminado por nitratos debido al retorno de riego (y deberían estudiarse otros contaminantes de diversos orígenes no sólo agrícolas o ganaderos), tradicionalmente se ha considerado que existe una transferencia de flujos de agua subterránea y, por tanto, de transporte masa contaminante hacia los acuíferos confinados profundos a través de pozos abandonados y/o mal construidos que comunican tales acuíferos. El estudio del IGME (1991) indicaba una cifra de transferencia desde el acuífero Cuaternario de 37,9 hm³/año, de los cuales 23,7 hm³/año entran al acuífero Plioceno y 14,2 hm³/año al acuífero Messiniense. En la publicación de Jiménez et al. (2016), se hace una primera estimación de 46 hm³/año de transferencia hacia los acuíferos profundos. No obstante, la evaluación cuantitativa de los flujos de agua y potenciales contaminantes asociados debe ser de objeto de estudio pues las cifras disponibles presentan alto grado de incertidumbre. Para ello, se requiere un análisis de la representatividad de las redes de monitorización hidroquímica disponibles en cuanto a los acuíferos captados; el análisis hidráulico de las posibilidades de transferencia de flujos acorde a los niveles piezométricos zonales en

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

coherencia del modelo geométrico del acuífero multicapa; y las posibilidades de comunicación natural a través de los materiales acuíferos carbonatados de Cabezo Gordo, o en zonas probablemente restringidas de eventual contacto directo entre el acuífero superficial y los profundos.

En la tabla 1 se sintetizan las cifras de los componentes del balance hídrico anteriormente comentados, y se destacan los correspondientes al acuífero Cuaternario. A la vista de las discrepancias entre los diferentes balances disponibles y las incertidumbres anteriormente señaladas, es por lo que se requiere una mejora sustancial del conocimiento habida cuenta de las implicaciones ambientales y socioeconómicas que conllevan.

Tabla 1. Síntesis de balances hídricos disponibles del Campo de Cartagena (elaborado por García-Aróstegui). Cifras en hm³/año. El procedimiento de cálculo de la descarga se refiere a las salidas laterales al Mar.

Conceptos	IGME 1991		PHCS 2015-2021	Jiménez et al (2016)		
	Cuaternario	Global (Cuaternario, Plioceno y Messiniense)	Global (Cuaternario Plioceno y Messiniense)	Cuaternario	Global (Cuaternario, Plioceno, Messiniense y Triásico Victorias)	
Entradas	Infiltración por lluvia útil	46	50	76,2	-	-
	Retornos procedentes de riego	23	0	18,2	-	-
	Total	69	50	94,4	112	112
Salidas	Bombeos	2	21	88,2	?	104
	Laterales al Mar (fundamentalmente Mar Menor)	5	5	6,19	68	68
	A otros acuíferos	38	1	-	46	0
	Pérdidas	-	-	-	2	2
	Total	45	27	94,4	116	174
Balance	24	24	0	-4	-62	
Observaciones	El balance positivo se traduce en importantes ascensos del nivel piezométrico en el Cuaternario que provocan problemas de drenaje en las zonas bajas		Equilibrado. Las descargas al mar también incluyen descargas ambientales (1.19 hm ³ /año)	Equilibrado en valor medio	Sobreexplotación de acuífero Triásico-Victorias y determinadas partes del Messiniense. En periodos de sequía debe incrementarse el bombeo en el acuífero Cuaternario, ligado a desalobración	
PROCEDIMIENTO DE CÁLCULO DE DESCARGA	Sobre una piezometría del año 2008 con gradiente del 3 por mil, una transmisividad de 48 m ² /día y 29 km de frente costero		Acepta el valor de IGME (1991)	Distribución de la recarga (obtenida por modelo hidrológico) entre descarga al Mar Menor (60%) y transferencia a acuíferos inferiores (40%), según artículos previos		

Desde un punto de vista hidrodinámico, las curvas isopiezas son sub-paralelas a la línea de costa para el acuífero Cuaternario, es decir existe un flujo subterráneo evidente hacia el Mar Mediterráneo y hacia el Mar Menor (Figura 3). El trazado de las isopiezas indica un eje de flujo no coincidente con la rambla del Albuñón, salvo en la parte cercana a la desembocadura, lo pone de manifiesto una escasa relación hidráulica entre la rambla del Albuñón. En 2016, se han observado niveles piezométricos negativos al sureste del acuífero que implicarían un proceso de intrusión marina. En lo que concierne a los acuíferos Plioceno y Messiniense, la piezometría y sentido del flujo subterráneo se encuentran alterados por el régimen de bombeos. Existen dudas sobre la descarga de tales acuíferos confinados en régimen natural. A principios del siglo XX estos acuíferos confinados presentaban carácter artesiano en el entorno de San Javier. El incremento de la explotación desde los años 20 del pasado siglo con fines agrícolas dio lugar a una inversión de los gradientes hidráulicos verticales que probablemente se produjo en la década de los años 50 (Baudron *et al.*, 2014). Tras la llegada del TTS en 1979, se comenzó a producir un aumento de la recarga con la consiguiente subida del nivel de las aguas subterráneas del acuífero libre, provocando la construcción de drenajes en zonas bajas, al tiempo que aumentaba la descarga de

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

aguas subterráneas probablemente contaminadas por nitratos en la laguna del Mar Menor. En la figura 2 se presenta la relación entre piezometría y origen del agua de riego, de tal manera que en periodos secos se reduce la aportación de aguas del trasvase Tajo-Segura (TTS), se incrementa el bombeo de aguas subterráneas y bajan los niveles piezométricos.

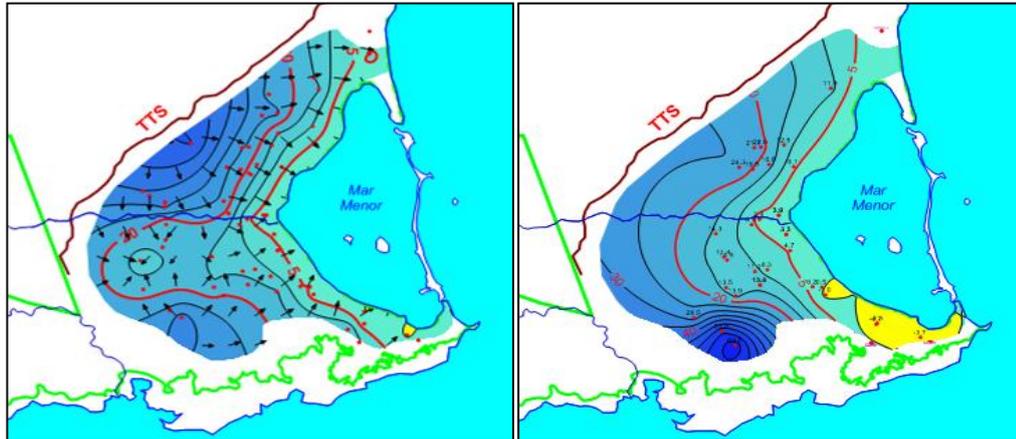


Figura 3. Mapas de isopiezas (cotas en metros s.n.m. del agua subterránea) y sentido del flujo subterráneo del acuífero Cuaternario en Octubre de 2009 (izquierda) y octubre de 2016 (derecha). Fuente: Elaborado por García Aróstegui (IGME), y Paul Baudron, Isalyne Blondet y Daniele Taddei (Universidad Politécnica de Montreal), con datos de campañas de F-IEA, INUAMA e IGME en 2009 y POLYMTL, IGME y UPCT en 2016.

4.- Acuíferos en conexión con el Mar Menor.

De acuerdo con la información disponible, el único acuífero que presenta conexión hidráulica directa con el Mar Menor es el Cuaternario (Figura3). A los efectos de simplificación, es importante señalar que en los estudios hidrogeológicos de acuíferos libres costeros, como es el caso, usualmente se considera el propio borde costero como uno de los límites laterales, obviando que el material acuífero suele tener continuidad en el mar pero dado que el agua subterránea contenida es salada, se considera que no tiene mayor transcendencia de cara al empleo de los recursos. En el caso que nos ocupa, hay ciertas particularidades que podrán requerir considerar la parte marina, pues puede tener repercusiones de interés en el funcionamiento hidrológico y balance hídrico general del Mar Menor.

El esquema general de funcionamiento del acuífero Cuaternario es relativamente simple. En régimen natural la recarga se producía únicamente por infiltración de la lluvia útil sobre los afloramientos que ocupan la mayor parte del Campo de Cartagena y las descargas se producían probablemente a cauces en el sector litoral y fundamentalmente, de forma subterránea, al Mar Menor y Mar Mediterráneo a lo largo de todo el borde costero con fluctuaciones relacionadas con periodos secos y húmedos. En la actualidad la recarga es significativamente mayor que en régimen natural y las descargas se siguen realizando al Mar Menor y Mar Mediterráneo, si bien estarán condicionadas por el bombeo existente y la eventual transferencia a los acuíferos profundos de forma natural o a través de sondeos.

En lo que concierne estrictamente al contacto del acuífero con el Mar Menor, la figura 4 muestra un esquema conceptual de los flujos intervinientes y probablemente es válido para la mayor parte de los acuíferos detríticos libres en contacto con una masa de agua libre de mayor densidad. Es

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

muy importante insistir en el carácter esquemático de este sistema que para ser asumido como esquema real que cuantifique los flujos indicados requiere de información no disponible en muchos de los casos.

La mayor densidad del agua salina, especialmente en el caso del Mar Menor (de salinidad mayor que el Mar Mediterráneo), da lugar a que se establezca lo que se conoce como interfaz agua dulce-agua salada (téngase en cuenta que en el Campo de Cartagena, en sentido estricto, el agua dulce, esto es, el agua de la parte terrestre, es en realidad un agua salobre por causas naturales y antrópicas). Si se considerase una interfaz neta (en realidad es una zona de mezcla) y teniendo en cuenta las densidades esperables del agua dulce y salada de la zona, se quedaría situada a unas 30-35 veces la altura del nivel piezométrico, es decir, si el nivel piezométrico es de 1 m s.n.m., la interfaz estaría a 30-35 m bajo el nivel del mar. Dicha interfaz, por tanto, se moverá en función de las fluctuaciones del nivel piezométrico y es, junto con fenómenos de ascenso vertical por bombeo (conocido como upconing), lo que provocó, en la década de los años 70, problemas locales de contaminación por intrusión marina que tras el incremento de la recarga a raíz de la llegada de las aguas del Trasvase Tajo-Segura debió generar un proceso de retroceso de la interfaz.

La descarga de agua dulce (salobre) hacia la laguna se produce, por tanto, a lo largo del borde costero en una franja relativamente estrecha de la orilla, y es función de la piezometría y de los parámetros hidráulicos, lo que implica la necesidad de conocer, al menos, los espesores del acuífero en el borde de contacto (prospección geofísica y sondeos de reconocimiento), las permeabilidades (ensayos de bombeo) y los gradientes hidráulicos (piezómetros de control). Los caudales de descarga deberán presentar cierta variabilidad espacial (a largo del frente de contacto), y temporal habida cuenta de respuesta inercial del acuífero. Los datos disponibles para conocer con fiabilidad los caudales de descarga son muy escasos. En el “Estudio hidrogeológico del Campo de Cartagena” (IGME, 1991), se indica que las salidas al Mar Mediterráneo y Mar Menor representan un mínimo de 5 hm³/año, y esta cifra se obtiene mediante cálculo hidráulico tras considerar los gradientes de un mapa de isopiezas del año hidrológico 1988-89, y tomando como representativo un único valor de transmisividad de 48 m²/día. La cifra indicada ha sido sistemáticamente mantenida y referida en numerosos estudios a lo largo de los años para las entradas de agua subterránea al Mar Menor, y continúa siendo la cifra actual oficial que se maneja en el vigente Plan Hidrológico de la cuenca del Segura, añadida a 1,19 hm³/año de descarga ambiental.

Tal y como se ha puesto de manifiesto en diferentes reuniones mantenidas en el seno del Comité Científico, resulta obvia la necesidad de disponer de datos para actualizar la cifra oficial antes indicada, por las implicaciones que conlleva de cara a conocer los caudales de descarga, y por tanto, las entradas de nitratos y otros contaminantes a la laguna. En este sentido se dispone de algunos valores indirectos que indican que, probablemente, los caudales de descarga sean significativamente mayores, pero deben ser validados con una mejora del conocimiento de los parámetros antes indicados. En concreto, en un artículo de Senent *et al.* (2009) (Libro IEA “Mar Menor: estado actual del Conocimiento científico”), figura un modelo de flujo preliminar con unas salidas por drenaje superficial de 18,3 hm³/año, una descarga subterránea al Mar Menor de 7,6 hm³/año (principalmente concentrada en el tramo de costa situado al norte de la desembocadura de la rambla del Albuñón), y unas salidas al Mar Mediterráneo de 3,1 hm³/año, al norte de San Pedro del Pinatar. Finalmente, en el artículo científico de Jiménez *et al.* (2016), se indica que, para el periodo 2000-2011, la descarga subterránea (fundamentalmente al Mar Menor, aunque en parte también al Mar Mediterráneo) podría alcanzar un 60% de la recarga (unos 68 hm³/año), si bien se manifiesta que son datos indirectos con una elevada incertidumbre en la cuantificación de todas las variables que componen el balance hídrico, y no se tiene en cuenta el bombeo en el acuífero Cuaternario (Tabla 1). En cualquier caso, se considera que la descarga subterránea puede ser

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

superior a las entradas superficiales generadas por escorrentía estimadas en 8-12 hm³/año.

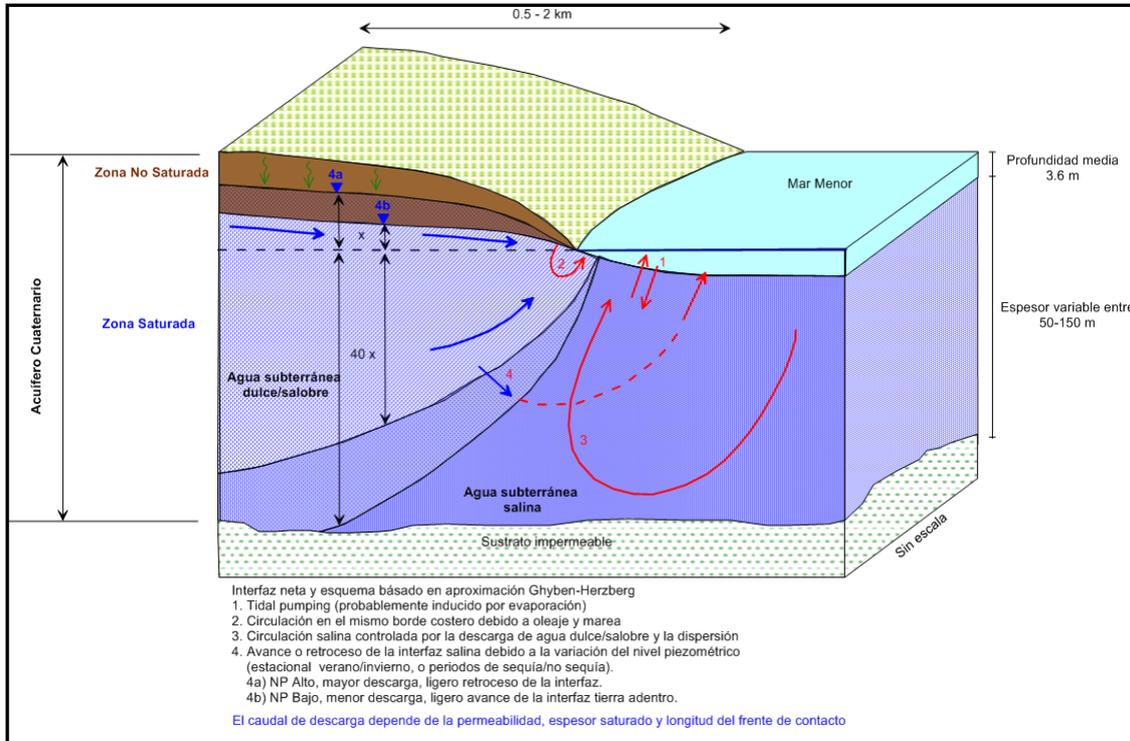


Figura 4. Esquema conceptual básico del acuífero Cuaternario del Campo de Cartagena en contacto con el Mar Menor. Nota: No se incluye la relación con el Mar Mediterráneo a través de las golas ni de la barra arenosa.

En lo que concierne a la parte marina, como se ha comentado anteriormente, se insiste en que la base del Mar Menor apoya sobre materiales acuíferos del Cuaternario. Esto implica que se puede producir una circulación de flujos entre la lámina de agua libre del Mar Menor y la zona saturada salina del acuífero, con independencia de que pueda existir con carácter local o generalizado una cierta reducción de la permeabilidad debido al sedimento limoso-arcilloso, que conlleva dificultad hidráulica en esta transferencia (menor conductancia hidráulica). Tales flujos serían de agua salada, y vienen inducidos por el movimiento del agua necesario para mantener la interfaz agua dulce-agua salada, la evaporación de la lámina de agua del Mar Menor e indirectamente, por el efecto de entrada de agua del mar Mediterráneo por las golas y la barra arenosa del Mar Menor. Este sistema de flujos de agua (y masa) es complejo y, por ello, el establecimiento del balance hídrico del Mar Menor también resulta difícil de conocer sin disponer de equipos de medida. Desde el punto de vista del agua subterránea, es realmente importante verificar tales flujos (probablemente mediante piezómetros de control dentro del Mar Menor), pues ayudaría a justificar parte de la movilización de los aportes de nutrientes y contaminantes a través del sedimento. La investigación científica plasmada en el artículo de Baudron *et al.* (2015), ha determinado mediante isótopos del radón-222, que la descarga submarina de agua subterránea, que incluye agua dulce/salobre de la parte terrestre (la citada en el párrafo anterior) y salina del Mar Menor, estaría comprendida entre 220±50 hm³/año (según campaña de julio de 2011) y 45 ± 30 hm³/año (según campaña de enero de 2012), por lo que se podría estimar un valor medio de 133 hm³/año. Se insiste en que esta descarga subterránea incluye agua dulce y salina, y en cualquier caso implica un aporte de nutrientes y contaminantes (probablemente metales en la parte sur de la laguna) que deber ser cuantificado ya que puede ser significativo. Recientemente, en octubre de 2016 y enero

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

de 2017, la Universidad Politécnica de Montreal en colaboración con el IGME y la UPCT, ha repetido las campañas de medidas y los resultados están siendo actualmente interpretados.

Una consideración aparte también merece el caso particular de la Manga del Mar Menor, de la que apenas se tienen datos. Los tramos de barra arenosa constituyen un acuífero con presencia de aguas dulces a salobres y se puede plantear un esquema similar al de la figura 5, si bien, en este caso existirán dos interfaces opuestas (efecto isla), una para la parte del Mar Menor y otra para la del Mediterráneo. Los contaminantes en este caso serán de origen urbano y, si alcanzan la zona saturada del acuífero circularán hacia el Mar Menor o hacia el Mar Mediterráneo en función de los gradientes hidráulicos y tal vez condicionados también por los efectos de la marea.

5.- Contaminación por nitratos y otras sustancias

Una característica que conviene señalar, común en medios detríticos como es el acuífero Cuaternario del Campo de Cartagena, es el carácter inercial de los flujos subterráneos lo que implica que las velocidades reales a través del medio poroso son lentas, del orden de varios metros/día y, por tanto, los tiempos de tránsito de los contaminantes en el acuífero hasta la salida al Mar pueden ser elevados (varios años en función de la distancia al Mar). Todo ello pone de manifiesto una vez más la necesidad de protección de los acuíferos ya que además de almacenar elevados volúmenes de agua, una vez contaminados, su recuperación resulta muy difícil y costosa.

La Directiva 91/676/CEE, de 12 de Diciembre relativa a la Protección de las Aguas contra la contaminación producida por nitratos de origen agrario, traspuesta al ordenamiento jurídico español en el Real Decreto 26/1996, de 16 de Febrero, imponen a los estados miembros una serie de obligaciones entre las que destacan la identificación de las masas de agua afectadas, la designación de zonas vulnerables a la contaminación por nitratos de origen agrario, la elaboración de un Código de Buenas Prácticas Agrarias, la confección de programas de actuación para reducir los nitratos y la emisión de informes de situación a partir del seguimiento periódico de la calidad de las aguas. El objetivo último que se pretende con la Directiva es la reducción de la contaminación causada por los nitratos de origen agrario que son la principal causa de la contaminación difusa que afecta a las aguas de la Unión Europea.

A nivel conceptual dentro de los acuíferos europeos, el origen natural del nitrógeno presente en las aguas subterráneas está relacionado con aportes procedentes de las precipitaciones, con la fijación en el suelo producida por las plantas, por la síntesis de nitrógeno y oxígeno en la atmósfera, y por la presencia de determinadas formaciones ricas en este elemento. Sin embargo suele considerarse que son las actividades agrarias las que aportan la mayor parte del nitrógeno que se encuentra en las aguas subterráneas. De esta manera, las prácticas agrícolas (abonado y riego) constituyen por su amplitud y volúmenes de aplicación un factor importante de alteración de la calidad de las aguas, aunque las fuentes puntuales de contaminación pueden repercutir, de forma intensa y localizada, sobre áreas concretas. El uso moderado de fertilizantes y abonos nitrogenados es necesario para mejorar la productividad de las cosechas ya que, no tenidos en cuenta los elementos carbono, oxígeno e hidrógeno, el nitrógeno es el más requerido por los vegetales, y la fertilización de los cultivos viene a suplir la escasa presencia natural del nitrógeno en el suelo. Sin embargo, prácticas agrarias inadecuadas, dotaciones elevadas de agua o riegos mal planificados, o incluso eventos de lluvia imprevistos pueden conducir buena parte de este nutriente, fuera del alcance radicular de la plantas, yendo a parar finalmente a la zona saturada del acuífero, lo que en muchos casos es difícil de evitar.

Desde el punto de vista hidroquímico, las aguas subterráneas del Campo de Cartagena presentan



Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

una relativa alta salinidad, tanto de origen natural, por los procesos de evapoconcentración y la presencia de materiales evaporíticos en algunas zonas de los acuíferos profundos, como antrópico, por prácticas agrarias que implican proceso de recirculación para los retornos de riego. Por sus condiciones de afloramiento, carácter libre y escasa profundidad del nivel freático, el acuífero Cuaternario es el más vulnerable a procesos de contaminación. La facies hidroquímica es clorurada-sulfatada mixta. El contenido medio en nitratos en pozos del Cuaternario cercanos al Mar Menor (menos de 1 km del borde costero) supera los 200 mg/L. Si se tiene una descarga subterránea de tan sólo 5 hm³/año (cifra oficial), las entradas al Mar Menor serían de 1000 toneladas/año de nitrógeno expresado como nitrato, pero esta cifra podría llegar a ser de 13600 toneladas/año, si se considera una descarga media de 68 hm³/año.

Recientemente, el IGME en colaboración con la CARM, ha efectuado ensayos en lisímetros con cultivo de lechuga y distintos patrones de abonado, y los lixiviados han presentado valores entre 50 y 660 mg/L de nitrato, con un valor medio de 244 mg/L. Los datos preliminares indican que suponiendo que esta experiencia a escala reducida fuese extrapolable al resto de cultivos hortícolas, el aporte mínimo de nitrógeno en forma de nitrato al acuífero sería de 3300 toneladas/año, equivalentes a 20 kg N/ha/año (en área regada), pero las cifras deben presentar gran variabilidad espacio-temporal. Los contenidos en nitratos en las aguas subterráneas del acuífero Cuaternario en la zona declarada vulnerable presentan valores superiores a 200 mg/L, como consecuencia de tales entradas y de los procesos de recirculación y evapoconcentración actuando durante varias décadas. Es de esperar que con estos valores de entradas de nitratos a las aguas subterráneas y las reservas estimadas para el acuífero Cuaternario (unos 1800 hm³, que resultarían de considerar 55 m de espesor saturado por 674 km² de zona regable y 4-5% de porosidad eficaz), el nitrato acumulado durante décadas en el acuífero debe superar las 300000 toneladas, sin contar aquel que está presente en el suelo y en tránsito por la zona no saturada. Dicho ion nitrato apenas queda retenido en el medio y es transferido desde la zona saturada a los diferentes elementos que constituyen las salidas del acuífero (bombeos, descargas laterales y a otros acuíferos). Estas cifras de acumulación de nitrato dan idea de la magnitud del problema de cara a plantearse una reducción poco realista a valores por debajo de los 50 mg/L que plantea la Directiva de nitratos y es prácticamente hace inviable la recuperación planteada por la Directiva Marco del Agua. No obstante hay que ser consciente de las incertidumbres en las cifras proporcionadas, y se remarca la necesidad de mejorar las estimaciones y estudios detallados con sesgo agronómico e hidrogeológico incidiendo en la cuantificación del aporte, almacenamiento y transporte de contaminantes en el acuífero.

Otros contaminantes

El límite sur del Campo de Cartagena, la denominada Sierra de Cartagena-La Unión, constituye un distrito minero de Ag, Pb, Zn, Cu, Fe y Mn en depósitos de sulfuros estratoligados, que se han explotado desde hace más de tres mil años. Desde que se puso en marcha el programa de cierre, en 1991, el área ha permanecido abandonada. Este distrito minero constituye un complejo acuífero de rocas duras con varios sectores y con un área de afloramiento de unos 100 km², en el que la hidrología subterránea se ha visto muy modificada por más de 3000 tiros de mina abiertos y miles de kilómetros de galería de explotación subterránea. Mientras que la recarga se produce a partir de la infiltración de la precipitación, la descarga se produce por una intensa evaporación desde tiros de mina, pozos a cielo abierto, descarga por pequeños manantiales, filtraciones de socavones y el drenaje al mar Mediterráneo y al Campo de Cartagena. También existe explotación de aguas subterráneas por bombeo. El flujo de agua subterránea está controlado por la minería subterránea (socavones) y las fallas y diaclasas, con una dirección que sigue el sistema de fallas N130E y las tendencias en las obras subterráneas. Se han observado diferencias de niveles de agua superiores a 100 metros en puntos muy cercanos (60 m), lo que da idea de la complejidad del flujo subterráneo incluso a pequeña escala. El IGME no dispone de estudios específicos sobre

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

la relación entre la sierra Minera y el Mar Menor, por lo que se remite a investigaciones realizadas por otros grupos, que a nivel de síntesis puede verse en Jiménez *et al.* (2016).

Es importante señalar el papel que puede jugar el fósforo, que en las aguas subterráneas naturales suele encontrarse en forma de ortofosfato. Al igual que el nitrato, es un nutriente esencial para las plantas pero se encuentra en concentraciones mucho menores que éste, probablemente por su acusada tendencia a formar iones complejos y compuestos de baja solubilidad con un extenso número de metales y por ser adsorbido por sedimentos hidrolizados, especialmente minerales de la arcilla, en el suelo. Las principales fuentes de fosfatos se asocian a la disolución de rocas ígneas o sedimentarias marinas, a los fertilizantes fosfatados, a las aguas residuales de origen urbano (detergentes) o ganadero, etc... No se ha realizado ninguna interpretación específica del papel que puede jugar este elemento en el Mar Menor derivado de la valoración de las entradas subterráneas dado que apenas se dispone de datos que permitan establecer conclusiones fiables.

Conviene advertir que en este informe no se han valorado, por no disponer de información suficiente, otras posibles fuentes de contaminación del Mar Menor a través de la descarga subterránea, en las que cabe señalar la 1) infiltración de vertidos y/o drenajes de origen urbano en la cuenca vertiente y, especialmente, en las localidades litorales, 2) lixiviados de metales pesados en la parte sur, parcialmente procedentes de la Sierra Minera de Cartagena vertiente al Mar Menor (antes comentados), y 3) otros contaminantes de origen agrícola o ganadero.

6.- Consideraciones sobre los aportes superficiales visibles a través de la rambla del Albuñón y relación acuífero-rambla.

La rambla del Albuñón es un cauce de agua no permanente con caudales fundamentalmente ligados a eventos tormentosos de cierta significación generados en la cuenca vertiente de 773 km². La inexistencia de una estación de aforo oficial con datos que registren al menos estos caudales punta, y la alta antropización de la cuenca vertiente hace que las estimaciones de caudales sean siempre aproximadas y basadas en modelos hidrológicos difíciles de calibrar. Se han efectuado algunas investigaciones que han realizado aforos puntuales durante un determinado periodo de tiempo pero no existen registros continuos, y de ahí la disparidad de cifras que suelen aparecer en distintos documentos.

Tras la llegada de las aguas del Trasvase Tajo-Segura, durante la década de los años 80 se produjo un aumento del nivel piezométrico (véase balance del estudio del IGME, 1991), que probablemente indujo mayores descargas subterráneas al Mar Menor y la generación de un cierto caudal en los últimos 4-5 km del tramo final de la rambla del Albuñón en determinados momentos del año. Los análisis hidrológicos de la relación acuífero-rambla han sido abordados en algunos estudios previos pero hasta el momento no han sido contratados con estudios hidrogeológicos de detalle para establecer las cotas piezométricas en el acuífero y en el cauce. Por otro lado, los aforos puntuales realizados en la zona incluyen caudales superficiales de diferentes orígenes con fuertes variaciones intra e interanuales: escorrentía superficial, escorrentía subterránea, aportaciones de drenajes agrícolas en sentido estricto, aguas de origen urbano (muy reducidas en la actualidad) y aguas de rechazo procedentes de la desalobración de aguas subterráneas, cuyo inicio puede situarse a mediados de la década de los años 90 del siglo XX (Albacete-Carreira *et al.*, 2001), y los caudales han sido variables hasta que fueron intersectadas en agosto de 2016.

Desde el año 2009, el IGME ha venido participando en proyectos con diferentes objetivos en los que se han tomado algunas muestras de la rambla del Albuñón. En muestreos de campo



Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

realizados desde al menos 2011, y hasta el verano de 2016 se ha constatado que el agua que sale directamente al Mar Menor ha procedido casi de forma mayoritaria del vertido de salmueras (tuberías de descarga bajo el puente existente a unos 160 m de la desembocadura), procedentes de desalobración de aguas subterráneas posiblemente del sector de La Palma-Rambla de Miranda. El contenido medio en nitratos en 2014-2016 (muestras de 27-mar-14, 20-nov-15, 01-feb-16 y 16-mar-16) fue de 350 mg/L, y los caudales de descarga de la rambla del Albuñón se estimaron de forma grosera en unos 300 L/s, de tal manera probablemente se alcanzó un cifra de vertido de unas 3300 toneladas/año de forma directa procedentes de la desalobración de aguas subterráneas. Durante el año hidrológico 2015-16, los caudales de descarga de drenajes agrícolas aguas arriba del punto de vertido fueron muy reducidos e inexistente la descarga del acuífero a la rambla.

La interpretación preliminar de los recientes eventos hidrológicos del 17-19 de diciembre de 2016 y 18-20 de enero de 2017, indican que los niveles piezométricos del acuífero han subido entre 1 y 3 m en la zona situada al este del canal del Trasvase, con una importante recarga del acuífero que podría llegar a superar los 100 hm³ entre ambos episodios. En el tramo final de la rambla del Albuñón se estaría produciendo descarga del acuífero a la rambla manteniendo de esta manera los caudales de base en la desembocadura. Esta descarga al cauce se irá reduciendo a lo largo del año a medida que bajen los niveles piezométricos como respuesta natural y por la puesta en funcionamiento de captaciones de bombeo. A fecha de emisión de este informe, se observa que a lo largo del borde costero existe descarga subterránea que está siendo especialmente patente en zonas como los humedales de la Hita, o la Marina del Carmolí, donde el agua subterránea se encuentra prácticamente en superficie (a menos de un metro de profundidad).

7.- Consideraciones sobre la mitigación de los impactos.

El problema de la “Contaminación por nitratos y plaguicidas, disminución de la calidad físico-química en el Campo de Cartagena y afección al Mar Menor” es considerado por el Organismo de cuenca como uno de los principales problemas dentro del Esquema de Temas Importantes del ciclo de planificación hidrológica 2015-21. Las medidas consideradas en el Plan son las siguientes: 1) Ampliación de la zona vulnerable del Campo de Cartagena para que considere la totalidad de la superficie de la masa de agua subterránea incluyendo el Triásico de los Victorias; 2) Declaración como zona vulnerable de la totalidad de la superficie de la masa de agua de la Sierra de Cartagena; 3) Implantación de planes de actuación en las zonas vulnerables. Aplicación de buenas prácticas agrícolas y sustitución del uso de fertilizantes que contengan sustancias contaminantes por otros neutros. Los planes de actuación deberán recoger medidas para el tratamiento de los purines de la ganadería intensiva de porcino; 4) Implantación de planes de reducción del uso de plaguicidas en la superficie agraria de la zona vulnerable del Campo de Cartagena; 5) Sellado del tramo del acuífero Cuaternario de pozos en funcionamiento y con extracción de recursos del acuífero Plioceno, para que la contaminación provocada por nitratos en el acuífero del Cuaternario no afecte también a los acuíferos profundos del Plioceno y Messiniense. Relleno con material impermeable de los pozos abandonados; 6) Construcción de una batería de pozos cercanos al Mar Menor y/o drenajes, cuyo objeto sea impedir que los aportes subterráneos de la masa de agua subterránea lleguen al Mar Menor, desnitrificación y vertido al Mediterráneo. Ejecución de estudios hidrogeológicos para determinar la ubicación de estos pozos, de forma que no supongan un riesgo de intrusión marina para la masa subterránea.

Todas las alternativas de mitigación antes mencionadas requieren de análisis específicos de viabilidad sustentados en la mejora del conocimiento, con especial hincapié en la componente subterránea del flujo. Resulta clave disponer de información complementaria para mejorar las



Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

estimaciones, cifras y datos disponibles, si bien parece que las descargas subterráneas desde la parte terrestre deben ser varias veces superiores a la cifra oficial del Plan Hidrológico y considerablemente mayor que las entradas superficiales generadas por escorrentía. Asimismo, los flujos hídricos del acuífero Cuaternario (salino) bajo la lámina agua del Mar Menor pueden ser un factor importante a considerar. En particular, las incertidumbres en algunos aspectos clave de la hidrogeología de la zona, puestas de manifiesto en este informe, exigen la puesta en marcha de estudios de detalle que permitan estimar con mayor precisión los flujos de descarga y la transferencia de masa desde el acuífero Cuaternario al Mar Menor, para lo cual, en una primera fase, requerirá las siguientes tareas: 1) Campañas de prospección geofísica en el sector litoral para la determinación de la geometría, espesores del acuífero y emplazamientos favorables de sondeos piezométricos; 2) Establecimiento de una red de monitorización hidrogeológica permanente del entorno del Mar Menor mediante la ejecución de sondeos piezométricos (eventualmente con algún sondeo dentro del Mar Menor), que permitan definir los espesores reales del acuífero en el frente de contacto; 3) Ensayos de bombeo y de laboratorio para la determinación de parámetros hidráulicos y testificaciones en sondeos incluyendo medidas de velocidades de flujo; 4) Trabajos de campo y gabinete para la actualización del inventario de puntos de agua, incluyendo cuantificación de la explotación por bombeo y toma de datos básicos; 5) Campañas piezométricas periódicas e instalación de sensores de registro continuo en sondeos (niveles de agua subterránea, temperatura, conductividad eléctrica y eventualmente contenido en nitratos); 6) Campañas periódicas de toma de muestras de agua subterránea, estudio hidroquímico y análisis de la relación con los ciclos biogeoquímicos y efectos de los humedales actuales; 7) Estimación de la recarga en zona costera mediante parcelas experimentales (con y sin cultivos); 8) Modelización del flujo subterráneo y transporte en el área costera y cálculo preciso de la descarga subterránea en términos de caudales y masa, incluyendo el análisis de la posición de la zona de mezcla agua dulce-agua salada. En una segunda fase algunas de estas tareas deberán extenderse a toda el ámbito de los acuíferos del Campo de Cartagena.

De forma preliminar, los métodos para reducir la transferencia subterránea de nitratos y otros contaminantes al Mar Menor deben enfocarse desde la actuación en origen o en destino. En el primer caso, las actuaciones previsiblemente tendrán efectos muy diferidos en el tiempo habida cuenta de la elevada masa de nitrato ya presente en el acuífero superior del Campo de Cartagena, y en la zona no saturada fuera del alcance de las raíces, motivo por el cual incluso el propio Plan Hidrológico 2015-2021 prorroga los objetivos medioambientales y establece objetivos menos rigurosos para 2027 en la que se plantea reducir los contenidos en nitratos a 135 mg/L. Con independencia de que se deban realizar esfuerzos a nivel de prácticas agrarias y otras actuaciones para contaminantes de otros orígenes, siempre existirá un flujo subterráneo hacia el Mar Menor que habrá que reducir hasta valores razonables que eviten problemas de intrusión marina, y para ello habrá que reducir el gradiente hidráulico, posiblemente mediante el incremento del bombeo en el acuífero Cuaternario y/o la intersección del flujo subterráneo en el borde costero con sistemas de drenaje y bombeo paralelos a la costa, además de otras medidas relacionadas con los humedales costeros, y otras actuaciones puntuales de recarga artificial. Teniendo en cuenta la existencia de zonas urbanas, infraestructuras y humedales litorales, probablemente haya que conjugar distintas actuaciones que serán complejas en su diseño y costosas en su ejecución. En cualquier caso, la implementación de estas medidas resulta necesaria y de gran importancia para conseguir una mejora del estado ecológico de las masas de agua del Campo de Cartagena-Mar Menor manteniendo los estándares y expectativas de desarrollo económico de la región.

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

REFERENCIAS

- Albacete-Carreira, M., Solís García-Barbón, L., Quintana, J.L., Gil-Morgado, F., Gómez Plaza, A., Gómez-Cuevas, A. y Sánchez-Merlos, M., 2001. Bases para una gestión sostenible de las aguas subterráneas del Campo de Cartagena. *Hidrogeología y Recursos Hidráulicos*, tomo XXIII, pp. 13-24
- Baudron, P., Barbecot, F., García-Aróstegui, J.L., Leduc, C., Travi, Y., Martínez-Vicente, D. 2014. Impacts of human activities on recharge in a multilayered semiarid aquifer, Campo de Cartagena, SE Spain). *Hydrological Processes*, 28, 2223-2236. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.9771>
- Baudron, P., Cockenpot, S., Castejón, F.L., Radakovitch, O., Gilabert, J., Mayer, A., García-Aróstegui, J.L., Martínez-Vicente, D., Leduc, C., Claude, C. 2015. Combining radon, short-lived radium isotopes and hydrodynamic modeling to assess submarine groundwater discharge from an anthropized semiarid watershed to a Mediterranean lagoon (Mar Menor, SE Spain). *Journal of Hydrology*, 525, 55-71. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.03.015>
- Custodio, E., Andreu-Rodes, J.M., Aragon, R., Estrela, T., Ferrer, J., Garcia-Arostegui, J.L., Manzano, M., Rodríguez-Hernández, L., Sahuquillo, A., del Villar, A. 2016. Groundwater intensive use and mining in south-eastern peninsular Spain: Hydrogeological, economic and social aspects. *Science of the Total Environment*, 559, 302-316. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.107>
- García-Aróstegui, J.L., Jiménez-Martínez, J., Baudron, P., Martínez-Vicente, D., Senent, M., Guerra, J. 2012. Geometría del acuífero del Campo de Cartagena e implicaciones en el funcionamiento hidrogeológico. En: *Nuevas aportaciones al conocimiento de los acuíferos costeros*. *Hidrogeología y Aguas Subterráneas*, 29: Madrid, España. Instituto Geológico y Minero de España, p. 439-450.
- García Aróstegui, J.L., Aragón Rueda, R., Hornero Díaz, J., Trujillo Toro, C, Guardiola Albert, C., Fornés Azcoiti, J.C., Candela Lledó, L., Jiménez Martínez, J., Elorza Tenreiro, F.J., Soler Manuel, M., del Castillo Sánchez, V., González Barberá, G., García García, J., Erena Arrabal, M. (2009). Caracterización del acuífero Cuaternario del Campo de Cartagena y modelización matemática en el contacto con el Mar Menor. Informe del proyecto financiado por la Fundación Séneca (Nº Expediente 08825/PI/08). Disponible en: http://info.igme.es/SIDIMAGENES/155000/322/155322_0000001.PDF
- García-Aróstegui, J.L., Jiménez-Martínez, J.; Baudron, P.; Hunink, J.; Contreras, S.; Candela, L. 2016. Las aguas subterráneas en el Campo de Cartagena-Mar Menor. En: León, V.M y Bellido J.M. *Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado*. Madrid, Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad. 414 p. *Temas de Oceanografía*, 9. ISBN 978-84-95877-55-0.
- IGME (1991). Estudio hidrogeológico del Campo de Cartagena. Consultable en: http://info.igme.es/SidPDF%5C067000%5C228%5CTomo%201%20Memoria%5C67228_0001.pdf
- Jiménez-Martínez, J., García-Aróstegui, J.L., Hunink, J., Contreras, S., Baudron, P. and Candela, L. (2016). The role of groundwater in highly human-modified hydrosystems: A review of impacts and mitigation options in the Campo de Cartagena-Mar Menor coastal plain (SE Spain). *Environmental Reviews*, 24(4), 377-392. <http://dx.doi.org/10.1139/er-2015-0089>
- Senent, M., Martínez-Vicente, D., Cabezas, F., García-Aróstegui, J.L. y Baudron, P. (2009). Aproximación mediante modelización matemática a la evaluación de las descargas del acuífero cuaternario del Campo de Cartagena al Mar Menor (Murcia). En: *El Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico*. Fundación-Instituto-Euromediterráneo-del-Agua, ed. Murcia, España, 540 pp.
- Senent-Aparicio, J., Perez-Sanchez, J., Garcia-Arostegui, J.L., Bielsa-Artero, A., y Domingo-Pinillos, J.C. 2015. Evaluating groundwater management sustainability under limited data availability in semiarid zones. *Water*, 7(8), 4305-4322. <http://dx.doi.org/10.3390/w7084305>

2. Ecología lagunar

Autores del Informe:

Gimenez Casalduero, M^a Francisca
Marcos Diego, Concepción
Oliva Paterna, Francisco José
Pérez Ruzafa, Ángel
Robledano Aymerich, Francisco
Torralva Forero, María del Mar

Miembros del Grupo de Trabajo "Ecología Lagunar":

Gilabert Cervera, Francisco Javier (UPCT)
Gimenez Casalduero, M^a Francisca (UA)
Marcos Diego, Concepción (UMU)
Marin Atucha, Arnaldo (UMU)
Oliva Paterna, Francisco José (UMU)
Pérez Ruzafa, Ángel (UMU)
Robledano Aymerich, Francisco (UMU)
Ruiz Fernandez, Juan Manuel (IEO)
Torella Mateu, Francisco (UMU)
Torralva Forero, María del Mar (UMU)

Coordinador OISMA del Grupo de Trabajo

Giménez Martín Francisco Javier (TRAGSATEC)

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

1.- Introducción

El presente informe recoge las conclusiones extraídas de los informes de diagnóstico y propuestas de 6 de febrero de 2017, presentadas por distintos miembros del grupo de trabajo “Ecología Lagunar” del Comité Científico. Es importante puntualizar que para describir el estado del conocimiento, el Dr. Ángel Pérez Ruzafa ha presentado un extenso listado de referencias bibliográficas y de proyectos e informes técnicos realizados hasta la fecha. Este listado figura al final del presente informe a modo de anexo. Los contenidos de los distintos informes presentados se han estructurado según las respuestas solicitadas en el documento “grupos de trabajo y cuestiones principales”

2.- Causas del estado ecológico y situación de partida.

Para la avifauna lagunar, al igual que señalan en su aportación Fco. Oliva y Mar Torralva, no tenemos información actualizada al nivel de detalle que requeriría responder a las cuestiones planteadas (no al menos sobre las "causas del estado actual", aunque si podemos esbozar la "situación de partida" en cuanto a los organismos que estudiamos).

Tomando como referencia a las aves acuáticas, como consumidores apicales y organismos con una relación más indirecta con la laguna, resulta difícil inferir las causas del estado ecológico, aunque si se puede indicar que su contribución a dicho estado suele estar infravalorada (no sólo en tanto que posibles controladores de ciertas taxocenosis o niveles tróficos, como por su papel en la importación/exportación de nutrientes, aspecto muy poco conocido). No obstante existen distintos estudios y documentación que permite caracterizar distintas fases de cambio a partir de la composición de la comunidad de aves acuáticas. Especialmente interesante es la discusión sobre cuál debe ser considerada la “situación de partida”, dado que por lo que se refiere a las aves no podemos remontarnos más allá de los primeros registros cuantitativos (década de 1970), más o menos coetáneos al dragado de la Gola del Estacio como canal navegable. Por lo tanto, no sabemos si los registros de varios cientos de ejemplares invernantes de Serreta mediana (*Mergus serrator*) (Robledano et al., 2006), una anátida que virtualmente ha desaparecido de la laguna, representan la situación previa o un estado ya impactado por la apertura de dicha gola. Con anterioridad a esos años sólo tenemos registros cualitativos que señalan la presencia de las mismas especies actuales que han caracterizado la comunidad de aves acuáticas del Mar Menor durante las últimas cuatro décadas, si bien no es tanto la composición como la abundancia relativa de esas especies las que definen las principales fases de evolución de la laguna.

El análisis actualizado del estado ecológico de la comunidad de peces de áreas someras (=biocenosis indicadora) es una herramienta consolidada para definir el estatus de calidad de la laguna y esencial para determinar procesos ecológicos claves en el Mar Menor que generan y mantienen su biodiversidad, tales como la conectividad entre los diferentes estratos de hábitat y componentes bióticos (ej. áreas someras litorales – ictioplancton - comunidades bentónicas de zonas profundas). Disponemos de datos válidos (2002-2004) que pueden ser utilizados como situación de partida o previa al momento actual en dicha biocenosis, si bien, esta situación no estaría libre de problemáticas ya presentes (a diferentes escalas) y, en consecuencia, deberíamos analizar si puede ser considerada como situación de referencia.

El área del Mar Menor y toda su zona de influencia se caracteriza por presentar un gran dinamismo socioeconómico con una gran convergencia de actividades como la agricultura, turismo, pesca,

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

antiguas explotaciones mineras etc. Estas actividades han operado como fuerzas motrices generadoras de presiones que actuaban en la laguna generando impactos desde hace décadas, lo que ha inducido al deterioro ambiental y la pérdida tanto de sus características, valores naturales y culturales como de usos y aprovechamientos tradicionales.

Los cambios socioeconómicos experimentados en la laguna y su zona de influencia en los últimos años han provocado el deterioro ambiental y la pérdida tanto de valores naturales y culturales como de usos y aprovechamientos tradicionales.

Las alteraciones producidas por la minería sobre el medio natural abarcan un amplio espectro de problemas ambientales. Derivada de las antiguas explotaciones en la Sierra de Cartagena-La Unión, destaca la presencia de grandes depósitos de estériles mineros, originados por el lavado de minerales, y escombreras procedentes de la explotación a cielo abierto (García, 2004). Entre los efectos generados por la presencia de residuos mineros se encuentran el riesgo de derrumbes y deslizamientos de tierra en condiciones climáticas adversas, problemas de contaminación del aire, suelo y aguas causados principalmente por el arrastre de partículas finas de sílice y sulfuros metálicos (Conesa y Jiménez-Carceles, 2007). La contaminación de las aguas superficiales se debe a los efectos generados por la escorrentía y el lixiviado hasta llegar a la laguna, los residuos con contenido de metales pesados llegan al Mar Menor a través de los sistemas de drenaje, principalmente a través de la Rambla del Beal (CARM, 2003; Marín-Guirao, 2005; Velasco et al., 2006). Simonneau (1973) estimó sobre la entrada de unos 25 millones de toneladas de sedimentos mineros en la laguna. Existen diferentes estudios que destacan las altas concentraciones de metales pesados tanto en la laguna como en las proximidades debido a las antiguas actividades mineras, (De León et al., 1982; Álvarez-Rogel et al., 2004; Jiménez-Cárceles et al., 2006; García y Muñoz-Vera, 2015; Muñoz-Vera y García, 2016). Las concentraciones estudiadas de Pb, Zn y Cd en el sedimento lagunar sobrepasan los umbrales que algunas legislaciones europeas propusieron para realizar las actividades de limpieza (VBBo, 1998 y MHSPE, 2000). También se estudió la captación de metal en macrófitas como *Cymodocea nodosa*, *Caulerpa prolifera* y *Ruppia cirrhosa* y las consecuencias en los organismos (Sanchiz et al., 2000; Marín-Guirao et al., 2005a y Marín-Guirao et al., 2005b). La bioacumulación de los metales pesados en los organismos y la transferencia en las cadenas tróficas es uno de los importantes impactos que sufre la laguna.

El desarrollo turístico se ha centrado, fundamentalmente, en el área litoral en torno a la laguna. Se inició, a principios del siglo XX, con el aprovechamiento como balneario, limitado a los propios núcleos de población tradicionales existentes. A partir de los años 60, se inicia la gran transformación urbanizadora-turística, se ha estimado un crecimiento de la ocupación urbana costera de la laguna (150 m desde la línea de costa), incluyendo la totalidad de La Manga en un 199 % de superficie ocupada entre 1956 y 1981 (elabor. Prop., Figura 1). En los últimos años ha sufrido un nuevo boom urbanístico ampliando de forma exponencial la zona ocupada. (López Morell et al. 2005). El crecimiento incontrolado del turismo y, sobre todo, la falta de planificación y ordenación con incorporación de criterios ambientales, ha ocasionado graves impactos paisajísticos en la zona de influencia de la laguna, a la vez que origina una gran demanda de recursos y generación de residuos con un marcado carácter estacional.

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

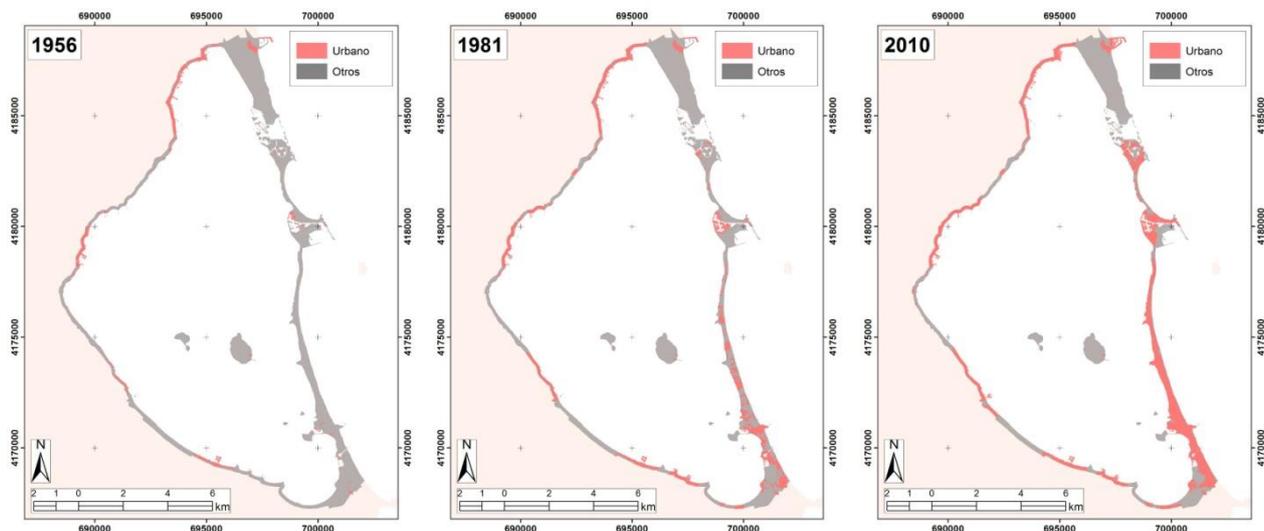


Figura 1: Superficie de la franja costera (150 m desde la línea de costa) para todo el Mar Menor más la totalidad de la Manga del Mar Menor, resaltando el uso urbano y otros, donde incluye Cursos y superficies de agua, Infraestructuras viarias, Matorral y/o herbáceas y/o roquedo, Obras de defensa y protección costera, Playas y dunas, Puertos deportivos, Superficies urbanizadas, Usos agrarios, Zonas húmedas litorales, a partir de las fotografías aéreas de 1956, 1981 y 2010 (Gomariz y Giménez, 2017)

Las actividades recreativas, deportivas y turísticas (líneas de transporte, náuticas, baño, etc.) ejercen una presión desigual en la laguna. Las actividades náuticas asociadas al sector turístico representan un riesgo para los hábitats lagunares. El carácter de sistema cerrado del Mar Menor acentúa el problema de contaminación por hidrocarburos y otros compuestos contaminantes asociados a la actividad náutica, ya que es más difícil la dispersión de los mismos. Se han detectado fenómenos de imposex en gasterópodos en estudios realizados en la laguna (García, 1996), este efecto que está ampliamente documentado, es consecuencia de contaminación por TBT. Pero además del efecto contaminante, la actividad náutica conlleva otras alteraciones como es el ruido que puede llegar a afectar a la fauna (principalmente a la avifauna en épocas de cría).

En la laguna se han desarrollado un total de 10 puertos deportivos. La navegación recreativa es la tercera motivación para la visita turística, según la encuesta sobre el comportamiento de la demanda 2002 (CTOT, 2002). En los clubes náuticos del Mar Menor hay registrados más de 5.000 socios. El número de puertos por kilómetro de costa en la laguna es casi 5 veces superior al de las Islas Baleares y el número de amarras por km de costa, solamente es superado por los encontrados en la costa de Barcelona, siendo 7 veces superior al de la costa de Granada y 5 veces superior al de las Islas Baleares (elab prop, Figura 2). Estos datos demuestran que existe una carga excesiva de infraestructuras portuarias que necesitan un plan urgente de ordenación de puertos basados en un estudio serio de capacidad de carga buscando las infraestructuras menos agresivas para los ecosistemas lagunares y el normal funcionamiento de la dinámica sedimentaria e hidrodinámica del Mar Menor.

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

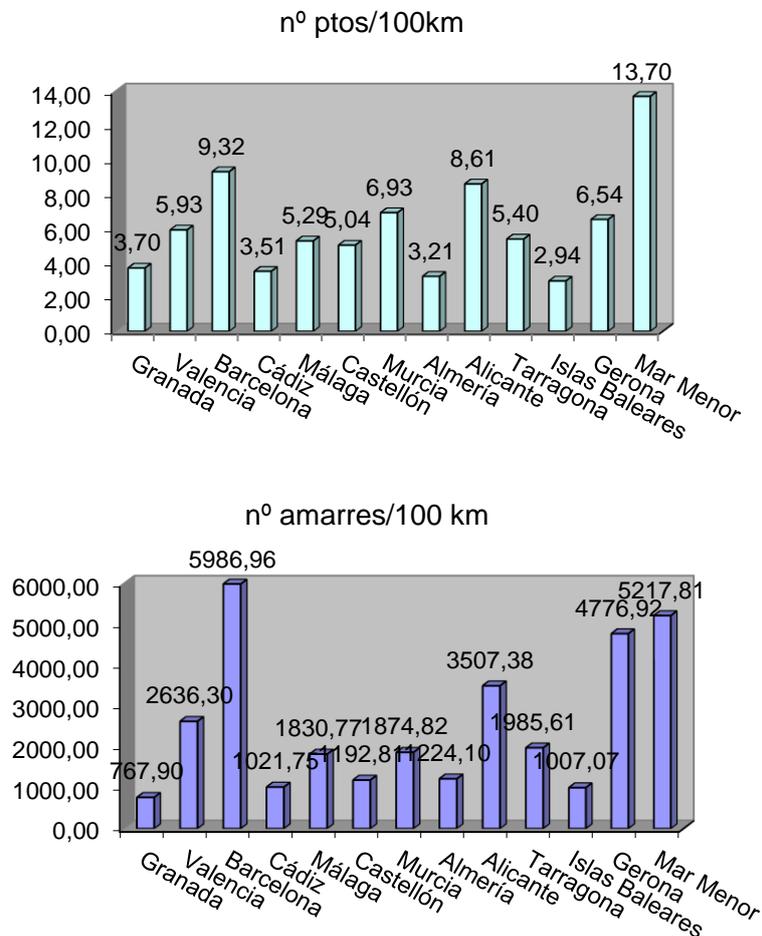


Figura 2: Representación de la presión de los puertos deportivos en el Mar Menor A) Número de puertos deportivos estandarizado a 100 km y B) Número de amarres por cada 100 km de costa en las diferentes regiones del litoral Mediterráneo español

Las lagunas costeras son masas de aguas someras más o menos extensas, saladas o salobres, cuyo origen está vinculado al mar adyacente, del que se mantienen separadas por una franja de tierra, generalmente arenosa (Barnes, 1980; Bird, 1982). Las lagunas con aguas típicamente marinas, como el Mar Menor, son realmente mares a escala y el saber popular así lo ha percibido. Por eso, al igual que en el caso del Mar Menor, llamado así frente al Mediterráneo o Mar Mayor, en otros lugares encontramos denominaciones parecidas, como la Mar Chica de Melilla o el Mar Picolo de Taranto.

Estos ecosistemas presentan una serie de características particulares que los hacen especialmente interesantes para el hombre.

Al estar relativamente aisladas del mar abierto adyacente, sus aguas presentan valores extremos de salinidad y temperatura y las especies que las habitan necesitan estar especialmente adaptadas a dichas fluctuaciones. La escasa profundidad de sus aguas permite que la luz penetre hasta el fondo y que los vientos afecten a toda la columna de agua, resuspendiendo partículas de sedimento, y los nutrientes necesarios para el desarrollo de las algas y pequeños organismos que viven en el fondo. Al mismo tiempo, el elevado número de fronteras que presentan -con los ambientes terrestres, con el mar abierto y con la atmósfera- permite el intercambio de materiales y

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

la generación de gradientes físicos y químicos que conllevan un gran potencial para generar trabajo y, por tanto, producción biológica.

Este conjunto de características hacen que las lagunas costeras se encuentren entre los ambientes más productivos del planeta y que muchas especies marinas las utilicen como refugio y como zonas en las que pueden desarrollarse sus larvas y juveniles, en un ambiente con abundante alimento y, sin embargo, con escasos depredadores y parásitos, ya que la mayor parte de estos no toleran las condiciones salinas extremas de las lagunas.

Desde el punto de vista humano, a su importante productividad biológica, que permite el desarrollo de actividades extractivas altamente rentables, como la pesca, hay que unir la idoneidad de sus aguas y riberas para actividades de recreo y esparcimiento. Además, constituyen sistemas de indudable valor científico y educativo, convirtiéndose normalmente en objeto de conservación y protección.

En el Mar Menor confluyen, como en otras muchas lagunas costeras, un amplio abanico de usos e intereses socio-económicos. Situado en las costas mediterráneas del SE de España, y como ambiente emblemático de la Región de Murcia, es considerado un factor clave en los planes de desarrollo regional ofreciendo un elevado número de servicios turísticos y recreativos y manteniendo una actividad pesquera importante basada en la calidad y el precio de sus productos naturales (principalmente peces -anguilas, mújoles, doradas, magres, lubinas- y crustáceos, entre los que destacan sus langostinos).

La laguna, sin embargo, es motivo de preocupación social debido a la elevada velocidad a la que se han venido produciendo cambios drásticos en sus características y en las especies que la habitan durante las últimas décadas, con un impacto importante sobre la estructura y dinámica de sus poblamientos y comunidades. Algunas de dichas transformaciones han sido inducidas por obras costeras condicionadas por el desarrollo turístico (relleno de terrenos ganados al mar, apertura y dragado de canales en La Manga, crecimiento urbano y vertidos asociados, construcción de puertos deportivos, creación de playas artificiales, etc.), mientras que otras se relacionan con los cambios que han sufrido las prácticas agrícolas en la cuenca de drenaje (pasando de mantener cultivos de secano a una agricultura intensiva de regadío utilizando las aguas del trasvase Tajo-Segura), incrementándose por esta causa los vertidos de aguas agrícolas y la entrada de nutrientes a la laguna.

La correcta gestión de un ambiente tan importante, no sólo desde el punto de vista natural sino también como patrimonio y recurso económico de la Región de Murcia, implica un conocimiento amplio del funcionamiento de su sistema ambiental y la toma de medidas coherentes con las aspiraciones de conservación y disfrute que el mismo genera.

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

Actividades humanas en el Mar Menor

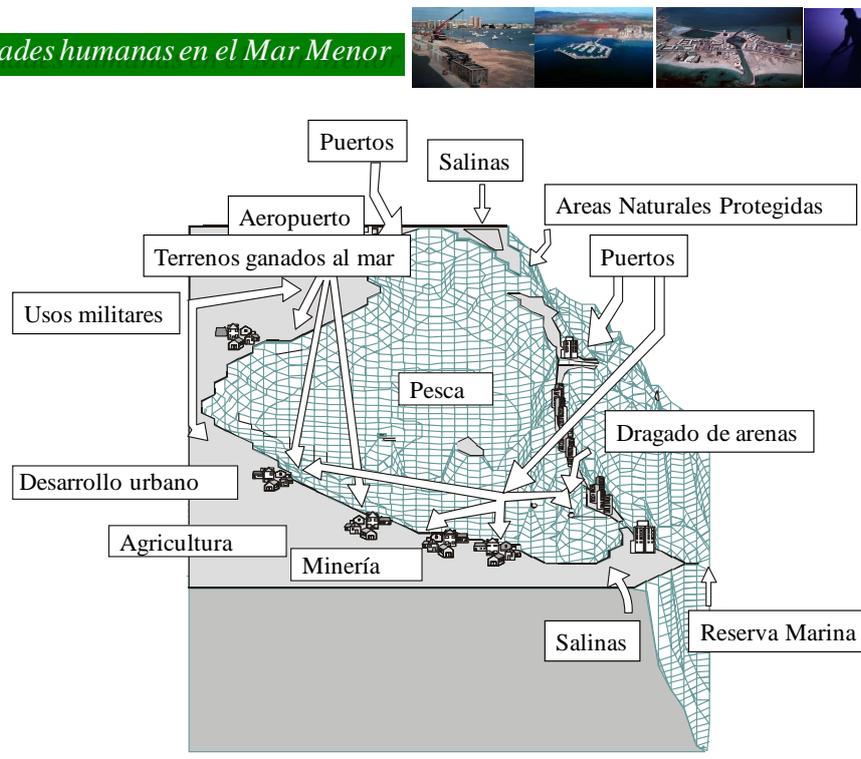


Figura 3. Concentración de usos y actividades humanas en el área del Mar Menor.

Antecedentes y primeros estudios

Los miembros del grupo de investigación “Ecología y Ordenación de Ecosistemas Marinos Costeros” de la Universidad de Murcia, vienen desarrollando su investigación en la laguna costera del Mar Menor desde el año 1979 en el que se realizó un estudio sobre los mújoles de la laguna (Pérez-Ruzafa, A. 1979).

Hasta esas fechas, el conocimiento del Mar Menor se reducía a las publicaciones de Navarro (1927) y Butigieg (1927) analizando las causas de la disminución de la pesca, Lozano (1954, 1969) con datos descriptivos de la hidrografía y algunas especies y sobre la ictiofauna, respectivamente, Arévalo y Aravio-Torre (1969) y Aravio-Torre y Arévalo (1971) sobre la salinidad, y Moreno (1975) sobre el ciclo anual del plancton. Además estaba la tesis de Simonneau (1973) con un estudio completo sobre la sedimentología. Dichos trabajos, a pesar de ser descriptivos y puntuales, resultaron ser una referencia clave para la posterior comprensión de los procesos que han tenido lugar en el Mar Menor. La biología, y en especial la taxonomía y la ecología, no tenían tradición en Murcia, la información era pues escasa y el acceso a la misma no era sencillo en aquellos años, de modo que los primeros esfuerzos se centraron en una recopilación de la misma y en la obtención de los primeros datos sobre la hidrografía, los sedimentos y los poblamientos biológicos de la laguna. En ese momento se había completado la construcción del puerto de Tomás Maestre en El Estacio y lo primero que pudo observarse era que el Mar Menor estaba sufriendo rápidos y profundos cambios.

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

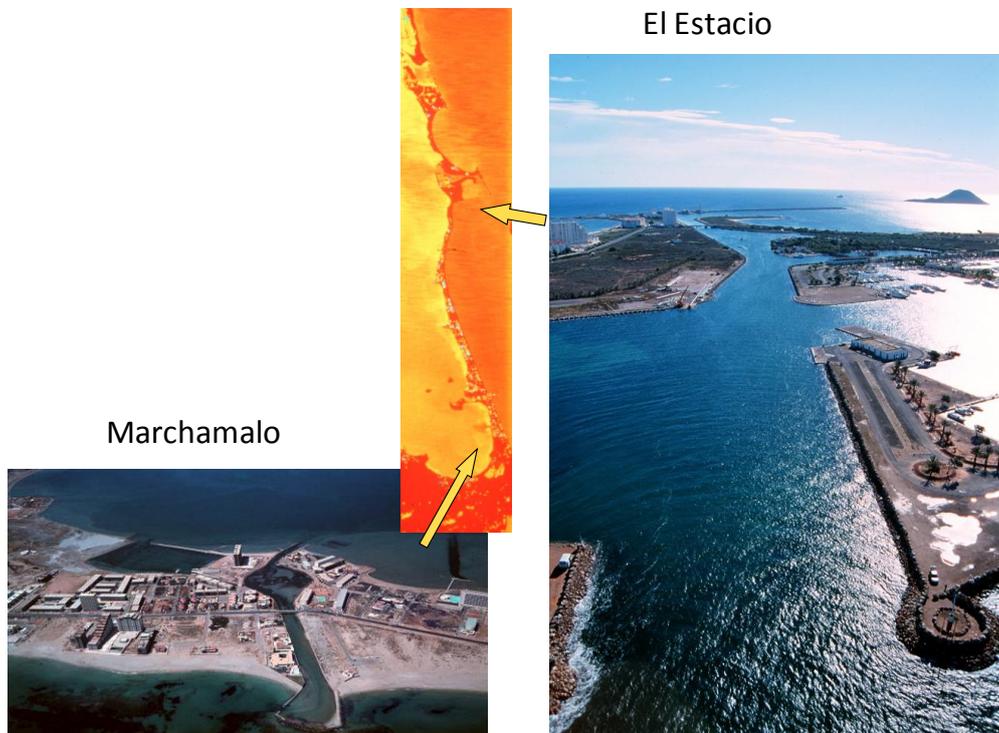


Figura 4. Vista aérea de los canales o golas artificiales de Marchamalo y el Estacio y su localización y efecto sobre la laguna en una imagen térmica obtenida mediante sensores remotos. El canal de El Estacio fue dragado y ensanchado en 1973 para hacerlo navegable y construir un puerto deportivo. Esta actuación ha producido el mayor impacto ecológico en el Mar Menor hasta la masiva entrada de nutrientes por la rambla del Albuñón en los años 1990.

A lo largo de los últimos 30 años las aproximaciones al estudio del Mar Menor han ido desde la descripción de los componentes y condiciones ambientales del ecosistema, al análisis de los procesos y la propuesta de soluciones a las alteraciones inducidas por la actividad humana.

Los estudios descriptivos incluyen aspectos sobre la hidrografía, los sedimentos, la composición florística y faunística y la tipificación y cartografía de las comunidades. Así, los primeros estudios detallados sobre las comunidades biológicas y su identificación fueron realizados por Pérez-Ruzafa, I.M. (1989) para la vegetación y Pérez-Ruzafa, A. (1989) para la hidrografía, sedimentos, cartografía y fauna, con una visión integrada de las comunidades, el funcionamiento del ecosistema y su evolución reciente. Esta información, no publicada, incluye datos cuantitativos y determinaciones taxonómicas precisas de todos los grupos faunísticos. Asimismo, la cartografía que podríamos considerar de referencia y los primeros datos para las comunidades bentónicas pueden encontrarse en Ros et al. (1987), Pérez-Ruzafa et al. (1988, 1989) y Pérez-Ruzafa (1989). Diferentes grupos faunísticos (peces e ictioplancton, picnogónidos, tanaidáceos, poliquetos y moluscos) han podido ser trabajados en detalle y sus resultados se recogen en los trabajos de Pérez-Ruzafa & Ramos (1984), Ramos & Pérez-Ruzafa (1985, 1987), Pérez-Ruzafa & Munilla (1992), Pérez-Ruzafa & Sanz (1993), Barcala-Bellod (1992, 2000), Pérez-Ruzafa et al. (2004), Puerta-Ordoñez (2007), Román (2007) y Quispe (2008). Asimismo, se ha desarrollado el estudio de aspectos concretos de la vegetación de la laguna, como son la distribución espacial, evolución temporal y biomasa de sus praderas (Pérez-Ruzafa, I.M. & Pérez-Ruzafa, 1986; Pérez-Ruzafa, I.M. et al., 1986; Pérez-Ruzafa et al., 1989, 2008; Bernal-Valcárcel, 2009) o su composición pigmentaria y propiedades ópticas (Hegazi et al., 1998, 2000; Hegazi, 1999).

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

Un mayor detalle de trabajos realizados e investigaciones recientes sobre el sistema pelágico, dinámica de nutrientes, ictioplancton, estudios genéticos, modelado hidrodinámico, etc. Puede verse en la tabla I.

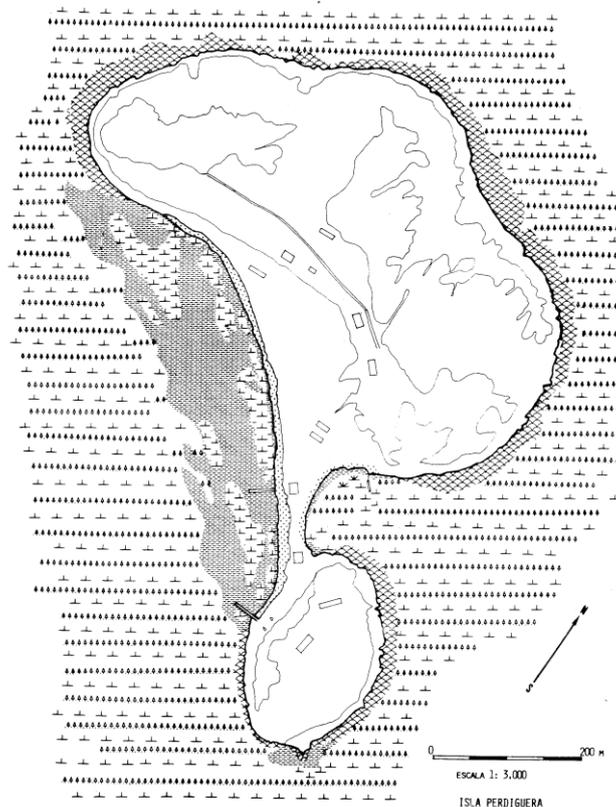


Figura 5. Primera cartografía bionómica de las praderas y tipos de comunidades en el Mar Menor (Pérez-Ruzafa et al., 1988; Pérez-Ruzafa, 1989).

Síntesis de los principales procesos y cambios experimentados que afectan a la ecología lagunar

Como se ha comentado, la primera síntesis sobre la evolución reciente de las características ambientales y los poblamientos del Mar Menor fué realizada por Pérez-Ruzafa et al. en 1987.

Desde el siglo IV, y cada vez con mayor intensidad, las actividades mineras, agrícolas y ganaderas y las consiguientes deforestaciones, así como la utilización de las lagunas marginales como salinas, se han sumado a los procesos de colmatación naturales, desempeñando así un papel decisivo en la pérdida de superficie y de profundidad lagunares. Con el inicio de los primeros asentamientos turísticos desde la primera mitad del siglo XIX hasta nuestros días, estos procesos se han acelerado de un modo espectacular debido principalmente al aporte de arenas a las playas en épocas veraniegas, que posteriormente son arrebatadas por los temporales otoñales, y a la ganancia de terrenos al mar para la construcción de puertos deportivos, paseos marítimos, playas artificiales, etc. Algunas de las zonas más significativas ganadas al mar son las de la explanada donde se ubica el IEO en Lo Pagán o la ensenada al sur de la Manga que se conocía como El Vivero, por la concentración de juveniles de mujol y dorada que se producía en ella. Se ha pasado

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

así, en poco más de 100 años, de 185 Km² a 135 Km² de superficie en la laguna.

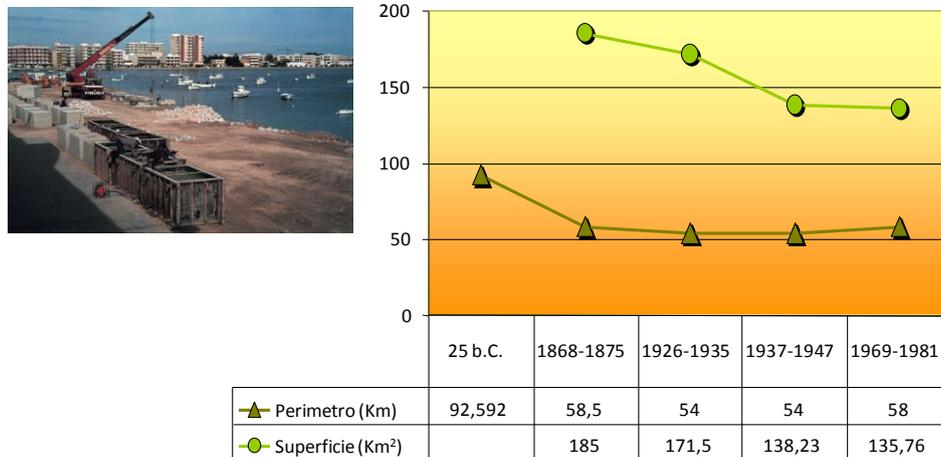


Figura 6. Evolución del perímetro y superficie del Mar Menor a lo largo de su historia reciente.

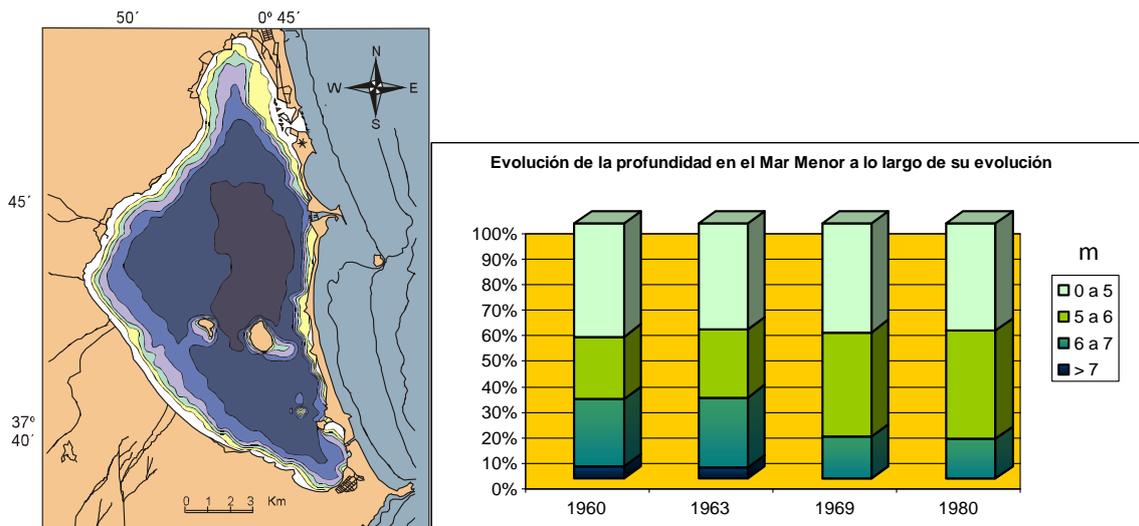


Figura 7. Batimetría actual del Mar Menor (izquierda) y evolución reciente de las profundidades en la laguna. Hace 50 años el 35% del Mar Menor superaba los 6 metros de profundidad, alcanzando, incluso, valores superiores a 7 m. Actualmente, menos del 20% de la superficie supera los 6 m, no existiendo ninguna zona donde se alcancen los 7 m.

Cambios inducidos por la modificación de las tasas de renovación del agua y la apertura o agrandamiento de canales de comunicación con el mar abierto.

Las condiciones hidrográficas del Mar Menor también han cambiado a lo largo de su historia geológica, dependiendo de las fluctuaciones en el nivel del mar y el desarrollo de la barra arenosa y los canales de comunicación con el mar abierto. Los poblamientos biológicos de la laguna han variado en función del grado de aislamiento y de las condiciones ambientales asociadas. La salinidad se incrementó tras la última regresión del nivel del mar en el Cuaternario y el progresivo aislamiento que tuvo lugar durante el siglo XVIII, alcanzando un máximo a finales de dicho siglo con valores de 70 g de sal por litro. Tras este periodo hubo varios episodios esporádicos en los que

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

las tormentas rompieron la barra arenosa produciendo cambios en la salinidad y permitiendo la colonización de diversas especies, principalmente peces (doradas, lubinas, magres) (Butigieg, 1927, Navarro, 1927). El último de dichos eventos, ocurrido en 1869 y probablemente reforzado por la apertura de un canal artificial de comunicación con el Mediterráneo (la gola de Marchamalo en 1878) para la instalación de encañizadas, causó un descenso importante de la salinidad que se estabilizó en unos 52 g por litro. Ello implicó un fuerte cambio en la biología lagunar con la introducción de distintas especies de fanerógamas -*Cymodocea* y *Zostera*- en toda la cubeta. Algunos registros (Simonneau, 1973) indican la presencia de *P. oceanica* en las áreas someras arenosas de la cubeta sur, pero dado el límite de tolerancia a la salinidad de esta planta es poco probable que esta especie lograra formar poblamientos estables o extensos. Por otro lado, unas treinta nuevas especies de moluscos y peces se establecieron de forma estable en la laguna (Pérez-Ruzafa et al., 1987). Pero, como ya se ha comentado, la transformación más drástica tuvo lugar tras la apertura del canal de El Estacio (ya de por sí artificial) para construir un canal navegable de hasta 30 m de ancho y 5 m de profundidad a principios de la década de 1970. El incremento en las tasas de renovación del agua que ello supuso permitió la colonización de nuevas especies marinas multiplicándose por dos el número de especies de moluscos y peces en apenas 15 años (Pérez-Ruzafa, 1989, Pérez-Ruzafa et al., 1996) en detrimento de la abundancia de las especies típicamente lagunares, muchas de ellas con interés pesquero (como los mújoles).

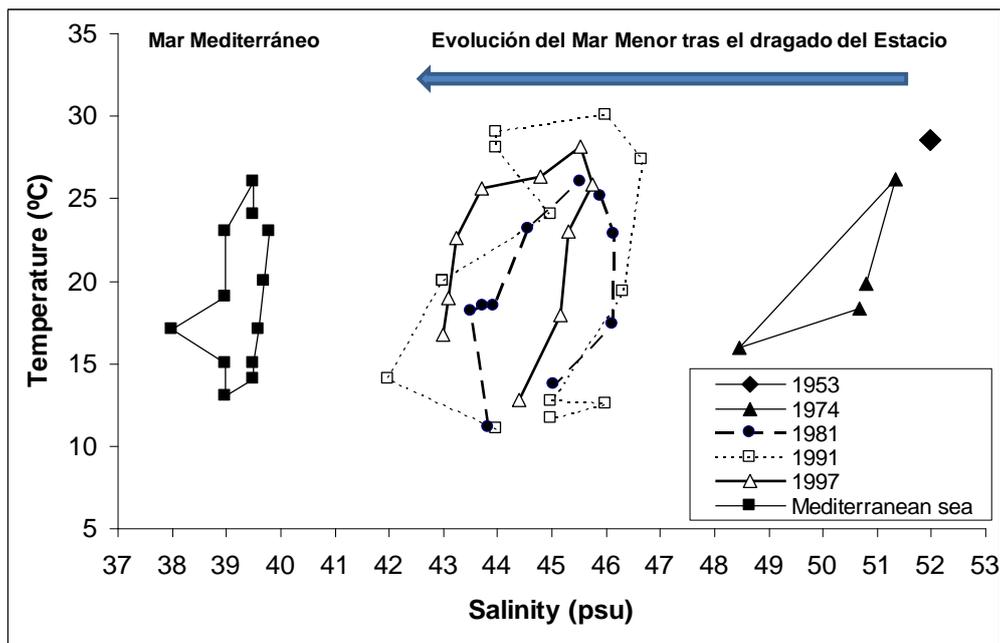


Figura 8. Evolución del ciclo anual de salinidad y temperatura en el Mar Menor tras el dragado del canal del Estacio en 1973 comparado con los valores de salinidad y temperatura anteriores (en 1953) y los del Mediterráneo, mostrando un claro proceso de mediterraneización de la laguna (modificado de Pérez-Ruzafa et al., 2005b),

Como parte del mismo proceso, las especies alóctonas de medusas *Cotylorhiza tuberculata* y *Rhizostoma pulmo* penetraron en la laguna, procedentes del Mediterráneo, a mediados de la década de 1980 (Pérez-Ruzafa, 1989) y, tras un periodo de crecimiento poblacional lento, mostraron proliferaciones masivas llegando a ser una plaga como consecuencia también de los cambios en el estado trófico que estaba sufriendo la laguna, produciendo serios problemas a la actividad turística.

En relación con esto, los cambios en las tasas de renovación del agua también llevaron asociados

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

la sustitución de algunas facies en determinadas comunidades. Los poblamientos de *Ceramium ciliatum* var. *robustum* y *Cladophora* sp. descritos previamente (García-Carrascosa, 1982) en la comunidad fotófila sobre roca fueron en su mayoría reemplazados por facies de *Acetabularia acetabulum*, *Jania rubens*, *Padina pavonica* y, dependiendo de la zona, por *Laurencia obtusa* (Pérez-Ruzafa, 1989) para, posteriormente, ser reemplazados por el alga invasiva *Caulerpa prolifera*.

Dos mecanismos operan, principalmente, en estos procesos: el ya mencionado incremento en las tasas de colonización de especies marinas (tanto como estadios larvarios o juveniles y por migración de adultos) y la suavización de salinidades y temperaturas extremas que permiten el establecimiento de especies alóctonas en las condiciones lagunares (Pérez-Ruzafa y Marcos, 1992, 1993).

Pero algunos de los cambios más importantes que han afectado a la fisiografía y funcionamiento del Mar Menor, tuvieron lugar a nivel de las praderas bentónicas. Praderas de *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina* y *Zostera nana* dominaron los fondos del Mar Menor antes de 1970 (Lozano, 1954, Simonneau, 1973) con matas dispersas, y posiblemente poco viables, de *Posidonia oceanica* que enraizaban en algunas áreas someras. En 1980 se encontraban también algunas matas dispersas de *Posidonia* próximas a las golgas de Marchamalo y El Estacio (Pérez-Ruzafa et al. 1987, Pérez-Ruzafa, 1989). Actualmente, la vegetación bentónica de los fondos blandos del Mar Menor consiste, principalmente, en una pradera monoespecífica de *Caulerpa prolifera* sobre los sustratos fangosos y algunos rocosos, cubriendo más del 80% de los fondos, favoreciendo altos contenidos en materia orgánica en el sedimento y concentraciones bajas de oxígeno. Las praderas de *Cymodocea nodosa* aparecen ahora dispersas y restringidas a los fondos arenosos someros y algunas manchas, más o menos densas de *Ruppia cirrhosa* se observan en las zonas más someras y protegidas del hidrodinamismo (Pérez-Ruzafa et al., 1989).

3. Definición del estatus de la calidad del agua y del proceso de eutrofización.

La relación de la avifauna con el proceso de eutrofización se manifiesta en respuestas indirectas, normalmente desfasadas en el tiempo y mediadas por varios eslabones de las cadenas tróficas, por lo que constituye más un indicador integrado o “de fondo”, a veces relativamente inespecífico con respecto a otras taxocenosis o parámetros. No obstante, las aves lagunares merecen ser consideradas tanto por su dependencia de otros taxones indicadores, como por su posible papel en el control de determinados niveles tróficos, e incluso su contribución a la dinámica de exportación/importación de biomasa y nutrientes.

El estado ambiental de la laguna se ha considerado como relativamente bueno hasta hace pocos años, atendiendo a los principales parámetros fisicoquímicos, presentando valores relativamente bajos de nutrientes o clorofila (0,76-5,61 mg m⁻³ de clorofila a), lo que parecía indicar una relativa oligotrofia de sus aguas (Gilbert, 2001; Perez-Ruzafa et al., 2005; Lloret et al 2008). Este hecho además contrastaba con otras lagunas costeras, en las que se habían descrito procesos de eutrofización con altas concentraciones de nutrientes y fitoplancton (Sfriso et al, 1987; De Casabiaca et al, 1997; Komars et al, 2001). Pero las bajas concentraciones de nutrientes no indicaban la ausencia de eutrofización, es evidente que la enorme biomasa de *Caulerpa prolifera*, como otras algas macrófitas bentónicas, han jugado un papel importante tanto en la captación de nutrientes de la columna de agua como en la retención en sedimentos (Palomo et al., 2004, Boyer y Fong, 2005).

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

La cobertura del 91,7 % del fondo de la laguna y altos valores de biomasa de *Caulerpa prolifera* existente hasta hace unos años (Lloret et al, 2008), evidenciaban la importancia de la producción bentónica en el Mar Menor, en comparación con otras lagunas mediterráneas (Laugier et al., 1999; Bennet et al., 2000; , 2002, Agostini et al., 2003, Curiel et al., 2004). Como ya demostraron Terrados y Ros (1991), *Caulerpa prolifera* constituía el productor primario principal de la laguna del Mar Menor. La producción de esta alga, estaba asociada a una importante absorción de nutrientes de nitrógeno y fósforo procedentes de la columna de agua, lo que puede ser en gran medida, la causa del aspecto relativamente oligotróficas de la laguna. El exceso de nutrientes procedentes de la actividad agrícola y aguas residuales, era eliminado parcialmente de la columna de agua y almacenado en el sedimento, por la acción de las macroalgas en consonancia con lo observado en otros sistemas estuarinos (Grall y Chauvaud, 2002; Boyer y Fong, 2005). Como resultado de este marcado control del sistema por parte del bentos, se explican las bajas concentraciones de nutrientes y fitoplancton descritas en la laguna durante años, favoreciendo la claridad de sus aguas. Este hecho coincide a su vez con las observaciones de Valiela et al. (1997), que argumentaron que la calidad de las aguas es mucho mejor en sistemas poco profundos dominados por macrófitos que en aquellos sistemas dominados por fitoplancton, partiendo de cargas de nutrientes similares.

Los resultados de Lloret et al (2008) estimaban que la superficie existente en ese momento de *C. prolifera* era capaz de retener hasta 3988 Toneladas de N y 420 Toneladas de P al año, cuando las estimaciones de emisión existentes para esos años eran de entre 1000 y 1300 toneladas de N al año y 178 toneladas de P al año (García Pintado et al, 2009; Serrano y Sironi, 2009; Álvarez Rogel et al, 2009). Por otra parte, las concentraciones de nutrientes en la laguna del Mar Menor han aumentado en las últimas décadas tal y como preveían diferentes publicaciones (Pérez-Ruzafa et al., 1991, 2002, 2005, Velasco et al, 2006; Lloret et al, 2008).

Es pues evidente el importante papel que ha jugado el macrófito en el control de la calidad de las aguas de la laguna, evitando durante años que los nutrientes activasen crecimientos explosivos de fitoplancton como el ocurrido en el año 2016. Los altos niveles de nutrientes procedentes de las actividades antrópicas, vertidos urbanos en la década de los 60 y posteriormente la intensa actividad agraria en la cuenca del Mar Menor, son la causa del importante crecimiento de *C. Prolifera* y la proliferación de medusas como indicadores de alteración trófica de la inestabilidad de los parámetros de la laguna (Pérez-Ruzafa et al., 2002). Sucesos que deben ser interpretados como parte del proceso de eutrofización ocurrido en el Mar Menor.

Desde un primer momento, fue evidente la presión sufrida por la laguna y los cambios aparecidos como consecuencia de las diferentes acciones y actividades desarrolladas en sus márgenes. Por ello, en la investigación del grupo se le ha dado una especial importancia a estos aspectos aplicados, y así se ha estudiado la evolución de las características ambientales del Mar Menor a lo largo de todo este periodo (Pérez-Ruzafa et al., 1987, 1991, 2005b; Marcos, 1991; Pérez-Ruzafa, 1996, 2006; Pérez-Ruzafa & Marcos, 2003, 2005), centrando particularmente la atención en los efectos producidos por y en las pesquerías (Departamento de Ecología, 1985; Pérez-Ruzafa & Marcos, 1987; López-Capel, 2008).

De las actuaciones humanas que se han producido en la historia reciente del Mar Menor, tres han inducido, y continúan induciendo, cambios drásticos en los procesos hidrográficos, sedimentológicos y ecológicos, y por tanto en los poblamientos biológicos. Por un lado, los cambios hidrodinámicos debidos al agrandamiento del canal de El Estacio en los años 70 produjeron un incremento en las tasas de renovación del agua, disminuyendo la salinidad y suavizando las temperaturas extremas, permitiendo el acceso de nuevas especies colonizadoras, principalmente bentónicas y neotónicas, en un proceso de “mediterraneización” de la laguna (Pérez-Ruzafa et al., 1987, 1991). Desde entonces y hasta 1988 se ha venido observando un descenso de los valores

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

de salinidad con la expansión de colonizadores como el alga *Caulerpa prolifera* que cubrió toda la cubeta en apenas unos años (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1989). Por otro lado, más recientemente y asociada a los cambios en los usos agrícolas del suelo en la cuenca de drenaje y la implantación de una agricultura de regadío, la alteración del régimen de entrada de nutrientes ha producido una cadena de cambios que afectan principalmente a la calidad de las aguas, vegetación bentónica, fitoplancton y proliferaciones de medusas (Pérez-Ruzafa & Aragón, 2002; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002) y suponen riesgos en la entrada y bioacumulación de pesticidas (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2000). Finalmente, el estrés inducido por las obras costeras y la remoción y resuspensión de sedimentos está permitiendo la expansión del alga *Caulerpa prolifera* y de los fondos fangosos asociados y la desaparición de las comunidades originales (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2006).

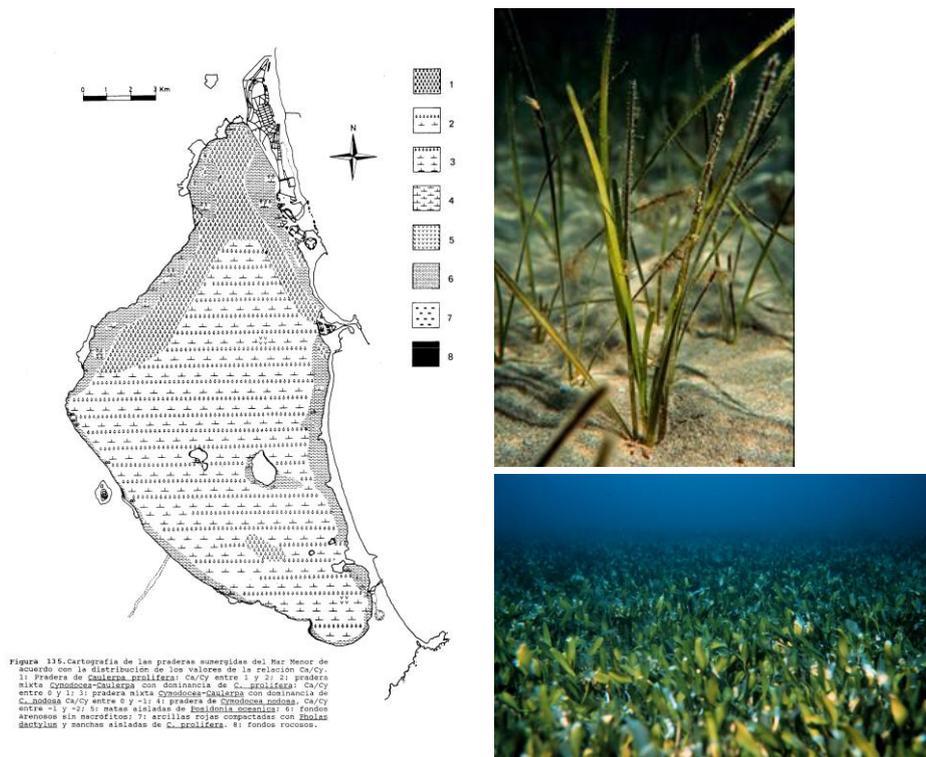


Figura 9. Primera cartografía de las praderas de macrófitos del Mar Menor tras el dragado y ensanche del canal de El Estacio (izquierda) (Pérez-Ruzafa, 1989; Pérez-Ruzafa *et al.*, 1989) y vista de las principales praderas, con *Cymodocea nodosa* sobre fondos arenosos (arriba, derecha) y la densa pradera mixta de *Cymodocea*-*Caulerpa* o pradera mono-específica de *Caulerpa prolifera* que cubrió toda la cubeta central tras el dragado y ensanche del canal de El Estacio.

Cambios en la entrada de nutrientes y en el estado trófico

La historia reciente de las entradas de nutrientes a la laguna ha estado estrechamente relacionada con el desarrollo urbano, industrial y agrícola, ya sea en la línea de costa o en la cuenca de drenaje. Los procesos de eutrofización se inician con el incremento de las concentraciones de nutrientes seguido de una tendencia general en la que las fanerógamas marinas son sustituidas por macroalgas, en un primer paso, y posteriormente el fitoplancton constituido por células pequeñas es reemplazado por especies con células grandes, hasta que la excesiva proliferación del fitoplancton produce el sombreado del fondo limitando el crecimiento de la vegetación sumergida

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

con la descomposición de la materia orgánica bentónica y la subsecuente producción de anoxia en el sedimento y luego en la columna de agua.

Los datos físicos, químicos y biológicos recogidos en la laguna del Mar Menor a lo largo de los últimos veinte años en distintos programas de investigación muestran evidencias puntuadas en el contexto del patrón clásico del proceso de eutrofización con algunas desviaciones. Como se ha mencionado, el intenso desarrollo turístico y urbano se inició a principios de la década de 1970, especialmente sobre la Manga. En esos momentos se realizaron también las obras de ampliación de El Estacio y del puerto deportivo anejo. Simultáneamente, se inició la construcción de las zonas residenciales de veraneo en la ribera interna, en la costa oeste de la laguna. Posteriormente, a mediados de la década de 1980, se iniciaría la construcción de redes de alcantarillado y depuradoras para los principales núcleos urbanos, pero los desbordamientos del sistema de recogida de aguas y las descargas de muchas áreas residenciales se vertían, y aún se detectan algunos episodios, en las aguas lagunares tras un tratamiento primario o sin tratamiento. Las descargas urbanas se consideran habitualmente como la principal fuente de fósforo en los sistemas acuáticos y muchas lagunas costeras mediterráneas (Vaulot & Frisoni, 1986), mientras que la agricultura suele ser considerada la principal fuente de nitrógeno. Cuando las plantas de tratamiento de aguas estuvieron operativas, fue cuando la actividad agrícola comenzó a transformarse de secano, con baja utilización de abonos, en regadíos con una sobrefertilización con compuestos nitrogenados. Durante el periodo de secano, el nitrógeno, que entraba principalmente por escorrentía, era el nutriente limitante tanto para la producción primaria bentónica (Terrados & Ros, 1991) como planctónica en la laguna, mientras que el fósforo penetraba directamente de las filtraciones de las aguas urbanas, en la mayoría de los casos sin tratamiento de ningún tipo (Gilabert, 2001).

Hasta la década de 1970, el Mar Menor era marcadamente oligotrófico, la producción primaria era principalmente bentónica, siendo la fanerógama *Cymodocea nodosa* el principal macrófito. Durante los primeros años de la década de 1980, tras el agrandamiento del Estacio, los fondos se cubrieron de una pradera mixta de *Cymodocea nodosa-Caulerpa prolifera*, con una biomasa de aproximadamente 280 g ps/m² (Pérez-Ruzafa, 1989, Pérez-Ruzafa et al., 1989, Terrados y Ros, 1991). Hacia principios de la década de 1990 una pradera densa de la macroalga invasiva *Caulerpa prolifera*, cubría ya la mayor parte de los fondos, restringiendo la fanerógama *Cymodocea nodosa* a manchas más o menos reducidas en las áreas someras. La elevada biomasa bentónica de macrófitos contrastaba con la baja densidad fitoplanctónica (Ros y Miracle, 1984) y la oligotrofia de las aguas (Gilabert, 2001). En base a los datos de mediados de la década de 1980 se estimó que el 63,18 % de la producción primaria total de la laguna se debía a *Caulerpa prolifera*, el 0,42% a *Cymodocea nodosa*, el 0,24% a las algas fotófilas, el 11,62 % al microfitobentos y el 24,53% al fitoplancton (Terrados & Ros, 1991).

A finales de la década de 1980, las concentraciones de nitrato eran bajas y se mantenían siempre por debajo de 1 $\mu\text{mol NO}_3^-/\text{l}$, contrastando con los valores más altos de fosfatos. Los nitratos entraban en la laguna vía escorrentía, principalmente en invierno, y el fósforo vía descargas urbanas, principalmente en verano. A finales de la década de 1990 las concentraciones de nitrato eran diez veces más altas, especialmente durante la primavera y el verano, entrando principalmente a través de la rambla del Albuñón y debido a la elevación de los niveles freáticos. Las mayores concentraciones de nitrato se localizan ahora principalmente en la costa oeste de la laguna, próximas a la desembocadura de las principales ramblas, mientras que las concentraciones más bajas se observan en la costa interna de La Manga y en la zona de influencia del canal de El Estacio (Pérez-Ruzafa et al., 2002) confirmando que las entradas de nitrato proceden de la actividad agrícola.

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

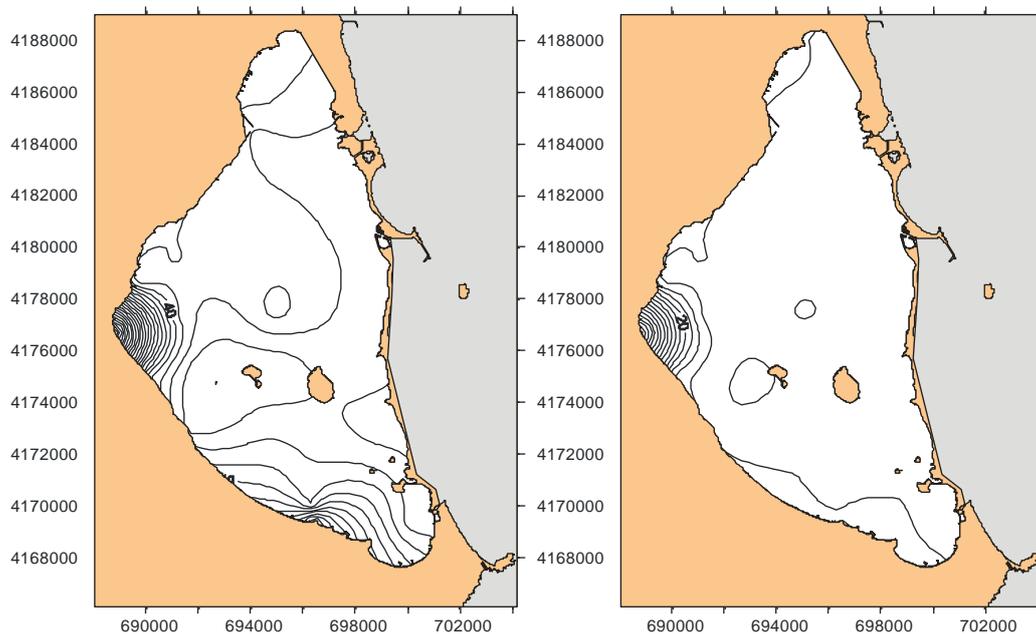


Figura 10. Distribución espacial de los valores máximos (izquierda) y medios (derecha) de concentración de nitratos en las aguas superficiales del Mar Menor durante 2007. En la desembocadura de la rambla del Albuñol, se midieron valores medios de $83,24 \mu\text{mol NO}_3/\text{l}$ ($5,16 \text{ mg/l}$), llegando a alcanzar valores superiores a $200 \mu\text{mol NO}_3/\text{l}$ en noviembre y enero.

Fitoplancton

Los nutrientes, la luz y la turbulencia son algunos de los principales factores ambientales que determinan la estructura plantónica del Mar Menor. El fitoplancton es especialmente sensible a los nutrientes cambiando habitualmente su composición en función de las concentraciones. Por los mecanismos enzimáticos de asimilación de nutrientes la relación superficie/volumen de las células del fitoplancton juegan un papel determinante en su habilidad para captarlos. Esto hace que en aguas oligotróficas el tamaño celular sea habitualmente menor (pico- ($0.2-2 \mu\text{m}$) y nano- ($2-20 \mu\text{m}$) fitoplancton) que en aguas eutróficas donde abundan células de mayor tamaño (micro- ($>20 \mu\text{m}$) fitoplancton). La Figura 11 muestra la estructura y funcionamiento general del plancton en el Mar Menor (Gilabert, 1992).

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

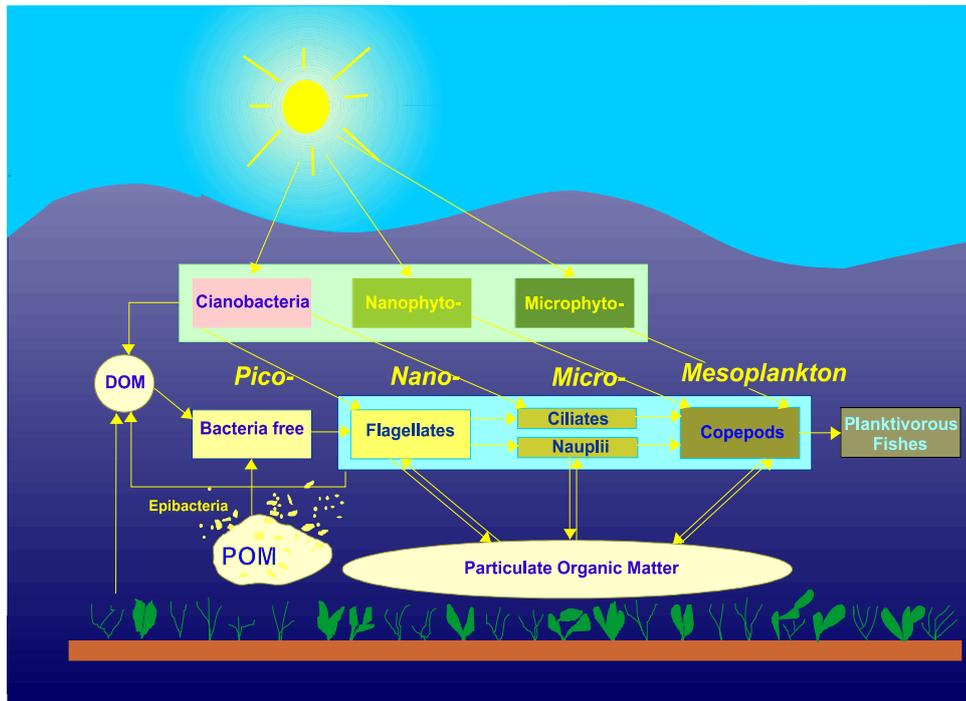


Figura 11. Estructura y funcionamiento del ecosistema planctónico del Mar Menor (Gilabert, 1992)

El ecosistema planctónico puede considerarse como un continuo desde organismos más pequeños (p.e. bacterias) hasta organismos de mayor tamaño como las larvas de peces y medusas. Los estudios sobre el plancton del Mar Menor se remontan a los años 80 (Ros, 1985, García, 1985; Gilabert et al, 1990; Gilabert, 1992) y tienen una especial relevancia porque sirven como línea de base para comprender los cambios ocurridos desde entonces.

Al tratarse de una laguna somera los mecanismos de resuspensión - al igual que la temperatura y los nutrientes - juegan un papel decisivo en la estructura del plancton. El viento y las corrientes resuspenden frecuentemente tanto materiales del fondo como organismos epibentónicos (fundamentalmente diatomeas, pero también ciliados y copépodos harpacticoides) con altas tasas de filtración. Estos organismos, junto con los filtradores del zooplancton (mayormente ciliados y copépodos) pueden crecer masivamente llegando a consumir prácticamente todo el fitoplancton pequeño. Cuando esto ocurre junto con varios días anticiclónicos en ausencia de vientos, tanto las partículas como las células grandes sedimentan, provocan lo que se ha denominado “fases de aguas limpias”. A finales de los años 80 era habitual encontrar tanto proliferaciones de microalgas planctónicas dando un color más verdoso al agua como fases de aguas limpias dejando el agua completamente transparente. La Figura 12 muestra la evolución temporal semanal fitoplancton y zooplancton en el Mar Menor en el año 1988 (Gilabert 2001).

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

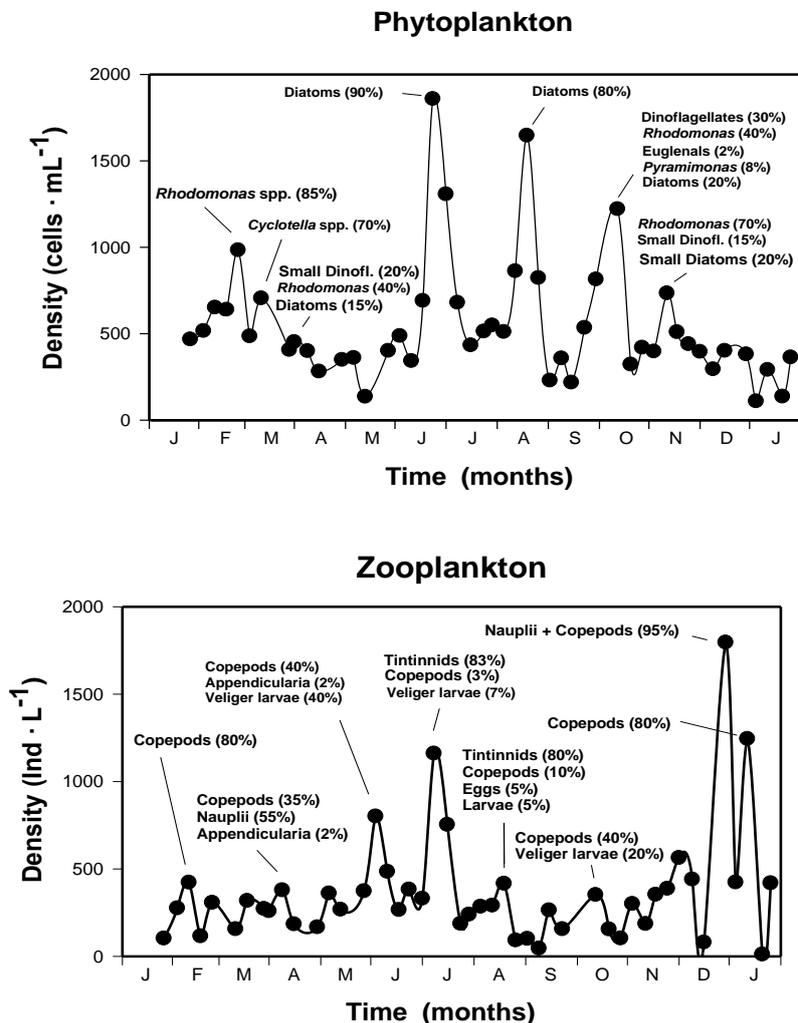


Figura 12. Evaluación temporal de fitoplancton y del zooplancton del Mar Menor en 1988 (Gilbert 2001)

4. Definición del grado de alteración de los hábitats y la biodiversidad

El estado de alteración de las comunidades de aves lagunares se conoce peor que el de las que utilizan los humedales asociados al Mar Menor (salinas, criptohumedales, encañizadas). En primer lugar, es difícil delimitar una comunidad estrictamente "lagunar", por la movilidad de las aves y su tendencia a utilizar la laguna como hábitat alternativo o complementario a otras zonas de alimentación, por especies que básicamente nidifican o invernan en los citados humedales asociados. Las comunidades invernantes, más estabilizadas en la laguna en los momentos en los que se realizan censos (la serie temporal de censos invernales del mes de enero es el registro más prolongado del que se dispone, basado en una iniciativa de ciencia ciudadana de larga tradición). Fuera de este periodo, faltan datos de seguimiento de las comunidades de aves que utilizan la laguna, tanto con un enfoque de cambio temporal, como de distribución espacial, lo que dificulta trazar tanto el estado como el valor de las aves como indicador de respuesta a los procesos internos de la laguna. Máxime cuando existen evidencias de respuestas que implican cambios

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

espaciotemporales asociados a gradientes internos de funcionamiento (conectividad, confinamiento) o de presión antrópica (eutrofización, presión recreativa...), tal como han puesto de manifiesto Farinós & Robledano (2010) y Farinós et al. (2016 a).

Las aves acuáticas invernantes han sufrido cambios moderados, tanto en la riqueza de especies como en la abundancia relativa de las mismas (Robledano et al., 2011). A nivel cualitativo cabe destacar la existencia de una etapa (1992-2006) con presencia en la laguna de fitófagos estrictos (concretamente la Focha *Fulica atra*), alcanzando un máximo en 2005, probablemente relacionado con uno de los momentos en los que el proceso de eutrofización dio lugar a un mayor desarrollo de masas de algas filamentosas en puntos concretos de la ribera, y muy especialmente en la desembocadura de la Rambla del Albujión. Posteriormente a 2006 esta especie ha desaparecido. En cuanto a cambios de abundancia, cabe destacar la tendencia negativa de la invernada de Serreta mediana (ya comentada), que parece un indicador a largo plazo del deterioro de las condiciones oligotróficas imperantes en la laguna al menos desde la década de 1970.

Fuera del periodo estrictamente invernal, el conocimiento de la avifauna lagunar y sus relaciones ecológicas es, lamentablemente, fragmentario. Es infrecuente que se acumulen más de dos ciclos anuales completos de seguimiento (al menos mensual), tanto de la masa de agua propiamente dicho como de las orillas someras, cuya trascendencia para otras taxocenosis (peces) ha quedado sobradamente demostrada). Esto en parte se debe a la ya comentada dificultad de asignar a las aves a un hábitat o a una fuente de alimento concreta, de forma permanente o al menos estacional, dentro de la laguna. No obstante, por este mismo motivo, consideramos que al igual que otros taxones mencionados en la reunión constituyente del grupo de trabajo, como el mújol, las aves en tanto que consumidores apicales pueden tener un papel importante en la dinámica interna e incluso en la importación/exportación de biomasa, y por ende, de nutrientes entre la laguna y otros ecosistemas. Desde finales de 2016 colaborando con el profesor Pérez Ruzafa para esclarecer el papel de las aves, acoplando un programa de monitorización a sus trabajos actuales en la laguna, algo que ya hicimos en 2006-2008 a lo largo de algo más de un ciclo anual completo (Farinós & Robledano, 2010). También hemos realizado algún trabajo sobre la señal trófica que indica la procedencia del alimento de una especie con importante presencia en la laguna, el cormorán grande *Phalacrocorax carbo* (Farinós et al., 2016 a). Este trabajo estuvo en parte basado en procedimientos no invasivos (recolección de plumas en dormideros), y también aprovechó la disponibilidad de numerosos cadáveres de aves accidentadas en redes de pesca, material que también ha servido de base para estudios de contaminación por metales pesados (Navarro et al., 2010). Retomar estos trabajos permitiría profundizar en el papel de las aves, tanto en el procesado de nutrientes, como en su valor indicador del estado y evolución de la laguna.

Un aumento de la temperatura del agua de mar por encima de 30 ° C en los últimos años ha podido ser el detonante de la disminución de la fotosíntesis en *C. prolifera* y el comienzo de la regresión de la pradera coincidiendo con los planteado por Terrados y Ros (1991), tal y como se observa en la cartografía de la laguna realiza en el 2014 (Belando et al., 2014). La disminución de la fotosíntesis en *Caulerpa prolifera* (o su muerte) tienen como consecuencia la disminución de la absorción de nutrientes, los cuales quedaron disponibles en la columna de agua, originando ya desde la segunda mitad del 2015, con unas temperaturas medias de la laguna inusualmente altas, la proliferación de fitoplancton en la laguna (Aguilar y Giménez Casaldueiro, 2016).

A partir de la segunda mitad de 2015, las aguas del Mar Menor experimentaron un drástico cambio en su calidad, debido a una proliferación masiva de fitoplancton, las abundancias celulares estimadas para la mayoría de especies fitoplanctónicas eran consideradas muy elevadas, superando en la mayoría de casos el millón de células por litro, valor estimado para la determinación de la presencia de un evento de Floración Algal Nociva (FAN), alcanzado valores de concentración total de 250.000.000 células/litro. La presencia de especies nocivas como

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

Cylindrotheca closterium provocaron conflictos en el sector pesquero por la producción de mucilagos (Aguilar y Giménez Casaldueiro, 2016, Aguilar et al, 2016). En este punto la laguna alcanzó un estadio de eutrofización grave y un “colapso ambiental”, el exceso de nutrientes provocaron un crecimiento explosivo de algas unicelulares que dieron al agua el color verdoso de la primavera del 2016, la alta concentración celular impedía el paso de la luz a las zonas profundas de la laguna impidiendo la fotosíntesis en dichas zonas. La vegetación situada por debajo del nuevo umbral fótico muere, al igual que una importante fracción del fitoplancton debido a la limitación en la disponibilidad de luz al agotamiento de los nutrientes causado por el crecimiento exponencial. La materia orgánica muerta del fondo se descompone debido a la actividad bacteriana, que consume oxígeno (situación que coincide con los datos puntuales tomados por la comunidad autónoma a lo largo del verano de 2016) y podría llegar a generar toxinas letales para plantas y animales. La ausencia de oxígeno hace que los organismos bentónicos mueran (moluscos, poliquetos etc), situación evidenciada por en el trabajo presentado por el Instituto Español de Oceanografía en 2016, donde se ha observado la muerte de grandes filtradores como *Pinna nobilis*. Los organismos bentónicos con una relativa movilidad escapan a zonas más superficiales o zonas litorales menos afectados, lo que podría explicar la concentración de especies de caballito de mar (*Hippocampus guttulatus*) en zonas concretas del litoral de la laguna durante los meses de verano del 2016.

En los meses de septiembre y octubre de 2016 se ha realizado una actualización del mapa de vegetación de la laguna. Como resultado se ha comprobado que se ha perdido un 85% de la extensión inicial de praderas marinas del Mar Menor y que el 15% restante se concentra en las partes más someras e iluminadas de la laguna, a profundidades superiores a los 2-3 metros. Esto supone un importante cambio en el estado ecosistémico lagunar, con consecuencias aún no evaluadas en la biodiversidad, sectores económicos como las pesquerías y el turismo y la sociedad civil.

La pérdida de *Caulerpa prolifera* se verá agravado por la liberación de nutrientes de los sedimentos orgánicamente enriquecidos y la resuspensión de sólidos del fondo sin vegetación. Además, las masas muertas de las algas aumentarían la disponibilidad de nutrientes en el sistema a medida que la biomasa se descomponga y libere sus compuestos de nitrógeno y fósforo (Lloret et al, 2008).

El aislamiento del Mar Menor con respecto al Mediterráneo, junto con las condiciones ambientales extremas (escasez de aporte hídricos, estrés térmico, elevada evapotranspiración, alta salinidad, etc.) generaron en la laguna una serie de comunidades dominadas por especies euriahhalinas y euritermas, que constituyen paisajes insólitos con respecto a las zonas mediterráneas próximas. Además, el estrés ambiental y el confinamiento favorecen la aparición de morfotipos específicos lagunares y una cierta variabilidad genética, incrementando su singularidad (Gonzalez Wagüemert et al., 2006;). El ensanchamiento y dragado del canal del Estacio en los años 70, hasta 30 metros de ancho y 5 metros de profundidad, produjo profundos cambios en la hidrodinámica, comunidades biológicas y producción pesquera lagunar, con importantes repercusiones socioeconómicas. Al modificar las tasas de renovación de agua, cambiaron las condiciones físico-químicas, reduciendo la salinidad y suavizando las temperaturas extremas con las consecuentes repercusiones en las biocenosis lagunares (Perez-Ruzafa et al, 1991).

La tendencia de estos parámetros físicoquímicos a alcanzar valores próximos a los mediterráneos tiene como consecuencia la entrada de nuevas especies, multiplicándose por dos el número de moluscos y peces durante los últimos 15 años. Algunas de estas nuevas especies actúan como invasoras compitiendo con las autóctonas y, por consiguiente, transformando el paisaje sumergido y generando una pérdida de singularidad. Las medusas *Cotylorhiza tuberculata* (Macri, 1778) y *Rhizostoma Pulmo* (Macri, 1778) son especies estacionales procedentes del Mediterráneo (Gili,

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

1985, Prieto et al., 2010). A partir de los años 90's empiezan a surgir proliferaciones masivas (EUROGEL, 2004; Fuentes et al., 2011). Las plagas de medusas generan un problema en el sector turístico, aunque a escala de funcionamiento del sistema debe considerarse más que un problema un hecho causal, consecuencia de la eutrofización creciente de la laguna. Estos eventos han provocado importantes impactos, no solo ambientales sino también socioeconómicos, y afectan de una manera directa al sector turístico. Debido a sus características fisiológicas es altamente probable que su entrada esté asociada a la caída de salinidad, su principal vía de colonización sea a través del canal del Estacio y su crecimiento se deba a la gran disponibilidad de nutrientes y por ende de plancton en el agua. Los trabajos realizados con *C. tuberculata* en la zona (Prieto et al., 2010; Astorga et al., 2012) apuntan a que las zooxantelas simbiotas no parecen contribuir de una forma significativa al balance energético de la medusa por lo que habría que replantearse la función de "filtro de nutrientes" que se le lleva presuponiendo desde hace años. Por otra parte, el factor que controla la proliferación masiva de la población es la temperatura. El ctenóforo *Mnemiopsis leidy* Agassiz, 1865, apareció en forma de densos enjambres en el año 2012 (Marambio et al., 2013). Su población ha disminuido en los últimos años, aunque es previsible que vuelvan a producirse nuevos episodios de proliferación masiva cuando se alcancen las condiciones óptimas para la especie (Giménez Casalduero et al., 2016). Numerosas especies se han incorporado a la laguna adheridas a los cascos de las embarcaciones a través del canal del Estacio, como el balano *Amphibalanus amphitrite* (Darwin, 1854) que es considerado como invasor en el Mediterráneo (Molnar et al., 2008) y la esponja *Haliclona (Haliclona) oculata* (Linnaeus, 1759) o la ascidia *Styela canopus* (Savigny, 1816) entre otras (Gonzalez-Carrión, 2015). Entre las especies consideradas invasoras o con un alto potencial para esta consideración, se encuentran los anélidos *Branchiomma bairdi* (McIntosh, 1885) y la coreana *Perinereis linea* (Treadwell, 1936), los moluscos *Fulvia fragilis* (Forsskål in Niebur, 1775) o *Bursatella leachii* De Blainville 1817 o el cangrejo azul (*Callinectes sapidus* Rathbun).

La expansión de *Caulerpa prolifera* a expensas de las praderas monoespecíficas de *Cymodocea nodosa* ha sido progresiva desde la apertura del canal de El Estacio, comenzando en la cubeta norte con estadios intermedios consistentes en praderas mixtas de *Cymodocea-Caulerpa* (Pérez-Ruzafa et al., 1989), no habiéndose detectado relación de competencia entre las dos especies de praderas en otros trabajos realizados por el IEO. La colonización inicial de *Caulerpa prolifera* se produjo por la suavización de las temperaturas mínimas ya que este alga no puede tolerar las temperaturas por debajo de 10 °C (Meinesz, 1979) que se alcanzaban frecuentemente antes del dragado de El Estacio. *C. prolifera*, por otro lado, tiene crecimiento casi continuo durante todo el año y una elevada capacidad de generación vegetativa de talo nuevo a partir de cualquier fragmento arrancado por el hidrodinamismo, lo que le confiere una alta tasa de colonización. A partir de ahí, la progresiva variación de las condiciones ambientales de la laguna, y, quizás, el incremento del estrés en los sedimentos y de nutrientes en el agua, en una segunda fase, que favorecerían al alga y quizás perjudicaran a la fanerógama *Cymodocea nodosa*, serían los procesos responsables de la expansión de *Caulerpa*. El incremento de la anoxia de los sedimentos tras la colonización por *Caulerpa prolifera* no es *per se* un factor que explique la regresión de *Cymodocea nodosa* ya que esta especie presenta adaptaciones a vivir en ambientes anóxicos (Terrados et al., 1999), pero sí podría haber contribuido a acelerar la regresión de *Cymodocea* en las zonas en que la planta estuviera sometida a cierta limitación por luz. De hecho, la inestabilidad de los sedimentos también provee de ventajas competitivas a las macroalgas frente a las fanerógamas y la interacción entre la limitación de luz y la anoxia del sedimento ha demostrado tener efectos negativos sobre diversas especies de fanerógamas marinas (Hemminga & Duarte, 2000).

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

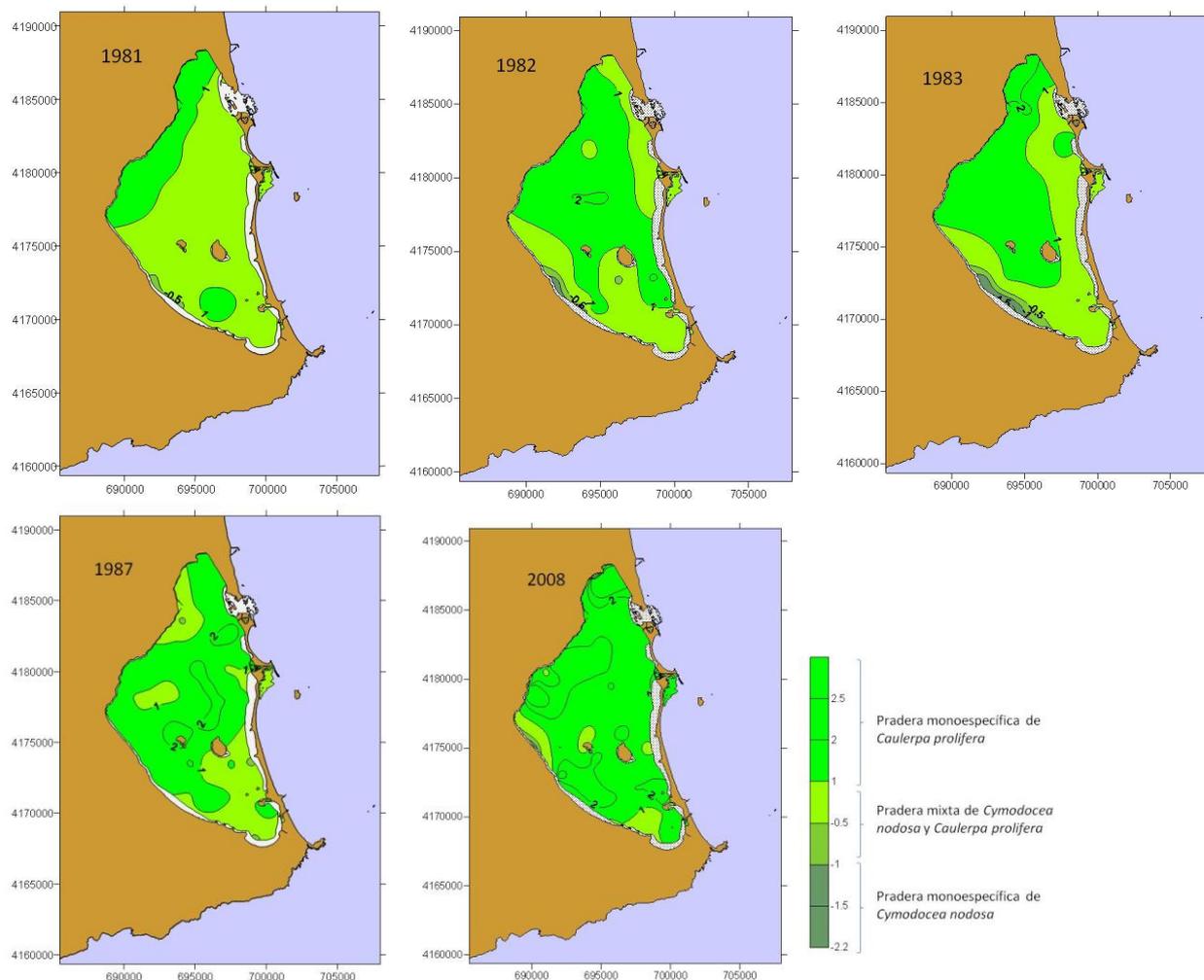


Figura 13. Evolución de las praderas de macrófitos en el Mar Menor desde el dragado del canal del Estacio, con una rápida expansión de la pradera monoespecífica de *Caulerpa prolifera*.

Así pues, parece que en el Mar Menor, tanto dicha inestabilidad (dragados y vertidos de arena, aumento de las tasas de sedimentación, aumento del contenido en materia orgánica), como el sobreenriquecimiento de nutrientes en la columna de agua, en una segunda fase, actuaron de forma sinérgica para favorecer las tasas de colonización de *C. prolifera* hasta el punto de ocupar la mayor parte de los fondos de la laguna (incluidos los fondos rocosos) en la actualidad.

Repercusiones en la actividad pesquera

A pesar del incremento de la biodiversidad en la laguna, o probablemente debido a ello, como consecuencia de los procesos de colonización ocurridos a finales del siglo XIX con la apertura de la gola artificial de Marchamalo y posteriormente tras el agrandamiento del canal de El Estacio en la década de 1970, el aumento en el número de especies en la laguna ha ido vinculado a un descenso en las capturas de las principales especies comerciales, principalmente de los mújoles, en el primer caso, y nuevamente de este grupo y de las doradas (*Sparus aurata*), en el segundo. Este hecho ha sido relacionado con el incremento en la competencia interespecífica y los cambios en las características del sedimento y el ambiente del fondo (Pérez-Ruzafa y Marcos, 1987, Pérez-

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

Ruzafa et al., 1991).

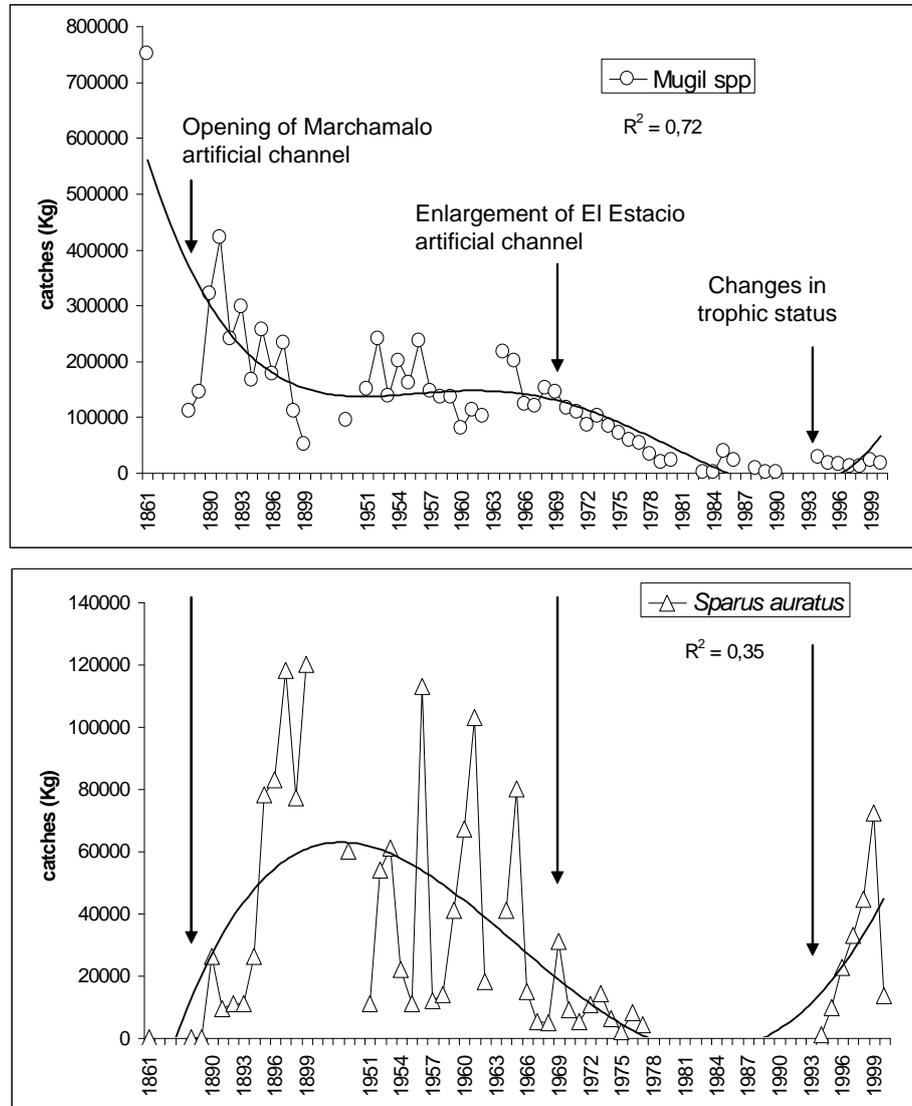


Figura 14. Evolución de las capturas de dos de las principales especies pesqueras del Mar Menor, los mújoles (arriba) y la dorada (abajo). La dorada y otros espáridos comenzaron a capturarse tras la apertura de distintas golas artificiales como la de Marchamalo y tras algunos temporales que rompieron la Manga a finales del siglo XIX. La colonización de nuevas especies se tradujo en una fuerte reducción de las capturas de mújol. Tras el dragado del canal del Estacio se produjeron nuevas colonizaciones de especies que perjudicaron drásticamente la pesca tanto de mújoles como de dorada. En los años 1990, el proceso de eutrofización y la entrada masiva de nutrientes ha permitido el aumento de las capturas, pero a costa de una pérdida importante de la calidad de las aguas y de las proliferaciones de medusas.

Algunos de los cambios más importantes ocurridos en las lagunas costeras se han producido por efecto de obras costeras, generalmente, para el desarrollo de infraestructuras turísticas (relleno de terrenos, apertura y ensanche de canales de comunicación con el mar, desarrollo urbano y vertidos asociados, construcción de puertos deportivos, etc.). En el caso del Mar Menor ha habido distintas actuaciones destinadas a ganar terrenos al mar, como las que produjeron la desaparición del Vivero, área somera al sur de la Manga, conocida así por los pescadores por ser el lugar de

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

reclutamiento de numerosas especies de peces. En 1986 el Ministerio español de Obras Públicas inició un plan de creación de playas artificiales en la laguna. Las actuaciones consistieron en el dragado de sedimentos arenosos en las áreas someras al norte de La Manga (la barrera arenosa que separa la laguna del Mediterráneo) y su bombeo en las zonas someras en la costa oeste de la laguna. La estabilidad de las playas se reforzó mediante la instalación de diques rocosos perpendiculares a la costa.

Como consecuencia de estas actuaciones, tanto las áreas de dragado como de vertido mostraron cambios en las características del hábitat. Ambas zonas eran originariamente someras, con profundidades inferiores a 1,5 m, y arenosas, sin cobertura vegetal o con manchas aisladas de *Cymodocea nodosa*. En el límite profundo de ambas áreas, a profundidades superiores a 1,5 m, se iniciaba la pradera densa de *Caulerpa prolifera*. Tras las obras de bombeo, en las zonas someras se observó un lento avance de manchas de *C. prolifera*, siendo mucho más rápido en las zonas dragadas (Pérez-Ruzafa et al. 1991, 2006).

Tanto en las zonas de dragado como de bombeo la alteración del sustrato produjo una sustitución de los fondos arenosos dominados por arena gruesa y fina y con bajos contenidos en limos, arcilla y en materia orgánica (siempre inferior al 0,5 %), por fondos fangosos con praderas densas de *C. prolifera*, dominados por arena fina y con porcentajes altos de limos, arcilla y materia orgánica que supera el 3%. Asociada a esta alteración del sedimento y la vegetación, los poblamientos de peces cambian también radicalmente, empobreciéndose de manera significativa, tanto en su abundancia, como en el número de especies.

Es importante tener claras las condiciones de referencia porque no sería lo mismo considerar como situación de partida un Mar Menor con praderas de *Caulerpa* que la situación en la que *Caulerpa* aún no había invadido la laguna. Es importante diferenciar el papel innegable que *Caulerpa* juega (o jugaba desde su invasión en los años 1970) en la extracción de nutrientes y que lógicamente ha jugado desde que empezaron los vertidos a través de la rambla del Albuñón, y otras fuentes tras el cambio en las actividades agrícolas en los años 1990, del que jugaban otros componentes del ecosistema (como cianofíceas o diatomeas bentónicas y praderas de fanerógamas) que sería igual de importante y que existían antes de la expansión de *Caulerpa* pero con consecuencias muy distintas para el ecosistema. En opinión de Angel Pérez Ruzafa no debería perderse de vista que la situación de referencia del Mar Menor no debería ser con una pradera de *Caulerpa*, sino el estado previo a su invasión, ya que *Caulerpa*, no solo es un alga invasora, sino que su expansión supuso un elevado aumento de materia orgánica en el sedimento, que dio lugar a condiciones anóxicas y producción de sulfhídrico, lo que se tradujo en pérdidas de fauna bentónica y una caída en las capturas de Mújol.

En este contexto y en la misma necesidad de entender el poblamiento de la laguna, y los mecanismos de conectividad que mantiene internamente y con el mar abierto, se ha puesto en marcha una línea de genética de poblaciones lagunares que viene dando muy buenos resultados, trabajando principalmente con moluscos, equinodermos y peces (González-Wangüemert, 1997; González-Wangüemert et al., 2003, 2004, 2006; Vergara-Chen, 2008) y que permitirá conocer el grado de dependencia de los recursos y procesos ecológicos del Mar Menor de los que tienen lugar en el Mediterráneo y, al mismo tiempo, el papel que juega la laguna (y por extensión este tipo de ecosistemas) en las posibilidades de adaptación de las especies que penetran en ella durante determinadas fases de su ciclo de vida a situaciones de extinción como las asociadas al cambio climático.

De cara a desarrollar modelos predictivos y herramientas que ayuden a la toma de decisiones y que permitan anticipar las consecuencias de las distintas actividades y medidas de gestión, en el momento actual, el grupo de investigación se encuentra trabajando en una fase avanzada del

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

modelado hidrodinámico de la laguna, en cooperación con el *Istituto di Scienze Marine (Sezione di Venezia)* y el profesor Javier Gilabert de la UPCT. El conocimiento del papel de la conectividad en el mantenimiento de la integridad ecológica del ecosistema lagunar es vital para entender sus mecanismos homeostáticos y los bienes y servicios que presta y determinar los márgenes de seguridad para posibles actuaciones en los canales que sin esa información deberían evitarse a toda costa.

Fitoplancton

Desde el último año no se ha producido esta “fase de aguas limpias” debido a la combinación de una serie de efectos directos e indirectos. De un lado, el aumento de nutrientes ha provocado un incremento del tamaño celular que junto con las células pequeñas (pico y nano-plancton, p.e. cianobacterias unicelulares, *Synechococcus*, - que ya existían en grandes densidades en los años 80 - y otras células como p.e. *Cyclotella*, *Chrysocromulina*, etc...) provocan un aumento del coeficiente de extinción de la luz en el agua. En los meses de abril-mayo se produjo además un crecimiento masivo de células del tipo *Nannocloropsis* (aislada pero todavía no determinada) impidiendo la penetración de la luz al fondo. La proliferación de fitoplancton de mayor tamaño (principalmente diatomeas, como p.e. *Cylindrotheca closterium* muy abundantes, o dinoflagelados) producen excreciones de mucilagos en el agua que se acumulan en las intersecciones de corrientes produciendo espumas (que también se pueden acumulan en algunos lugares de la costa, aunque no siempre ésta es producida por el fitoplancton). La materia orgánica exudada por las células proporciona Nitrógeno Orgánico Disuelto (no cuantificado) al agua fácilmente asimilable por células de pequeño tamaño, lo que explica la coexistencia de ambas células grandes y pequeñas en el medio. A este aporte de materia orgánica disuelta hay que añadir, de otro lado, la procedente de la descomposición de la pradera de *Caulerpa prolifera*. La materia orgánica disuelta aporta una coloración significativa al agua aumentando también el coeficiente de extinción de la luz. Otro elemento que contribuye directa e indirectamente a la turbidez del agua es el aporte de materiales externos a la laguna que se mantienen resuspendidos en el agua. Este tipo de materiales afecta directamente a la turbidez e indirectamente colapsa al zooplancton filtrador como p.e. larvas de otros organismos como velíferas (de bivalvos) nauplius (de copépodos), ciliados (tintínidos, estrombilidos, etc.) que se alimentan de bacterias y fitoplancton de pequeño tamaño (pico- y nano- plancton). La supresión, al menos en parte, de estos organismos en la cadena trófica planctónica puede producir desequilibrios en la estructura del plancton que afectan al funcionamiento de toda la laguna. Las medusas serían un mecanismo más de control del fitoplancton “desde arriba hacia abajo” consumiéndolo, frente a los nutrientes que lo harían “de abajo hacia arriba”.

En los años 80 la masa de agua de la laguna podía considerarse oligotrófica por sus bajos niveles de nutrientes. Con el cambio en la concentración de nutrientes a lo largo de los años la composición del fitoplancton ha sufrido cambios desplazándose hacia el microplancton (mayor de 20 μm). La Figura 15 muestra la secuencia de cambios en la estructura de la cadena trófica planctónica en función del proceso de eutrofización, mostrando tal y como se encuentra en el estado actual de la red trófica planctónica (situación a la derecha).

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

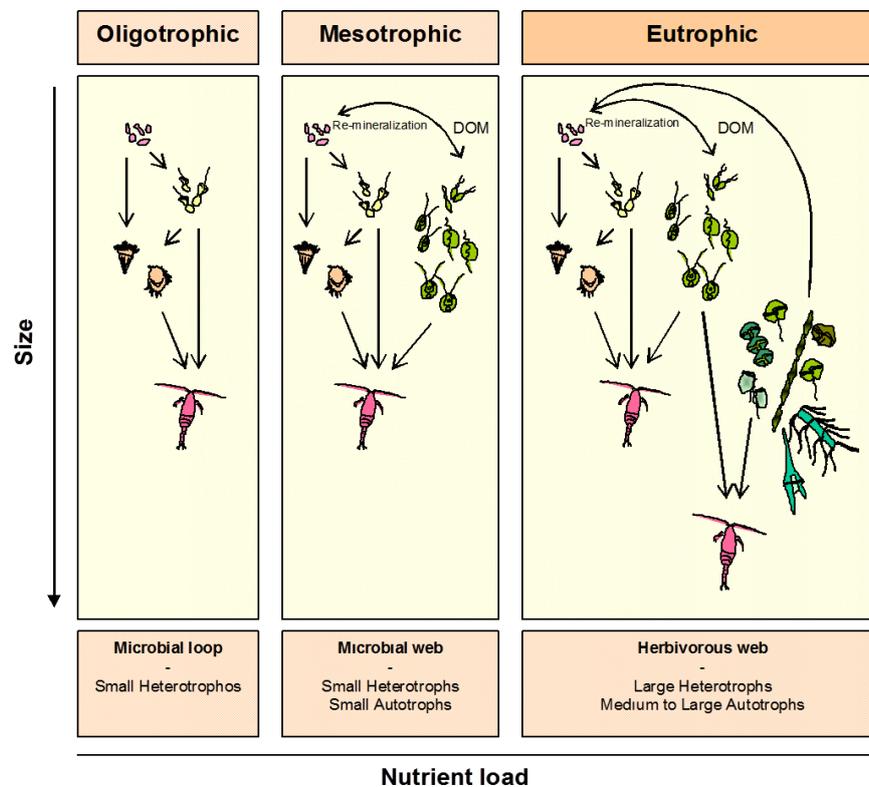


Figura 15. Cambio de la estructura trófica planctónica desde un estado oligotrófico a eutrófico (Pérez-Ruzafa, Marcos y Gilabert, 2005).

Los cambios producidos en el fitoplancton, debidos mayormente al incremento de nutrientes en el agua, pueden inducir también modificaciones en la composición específica. Si bien es difícil establecer relaciones directas entre las concentraciones de nutrientes y la composición de éste, los procesos de eutrofización, en diferente medida, pueden inducir cambios en la relación entre los tipos de células dominantes, p.e. diatomeas/dinoflagelados. Aunque no son muchas las especies nuevas identificadas en la actualidad en el Mar Menor con respecto a las de los años 80, es cierto que algunas predominan mucho más de lo que lo hacían anteriormente. Entre estas células se encuentran algunas especies de dinoflagelados (aunque no exclusivamente) que pueden producir toxinas como mecanismo para adquirir ventajas competitivas, tanto en la depredación como en su evitación. Se puede afirmar que la presencia de especies de fitoplancton tóxico es completamente normal en el agua decir, el problema se produce cuando estas células crecen masivamente en forma de proliferaciones prácticamente mono-específicas. En estos casos las toxinas producidas pueden bioacumularse en organismos marinos, p.e. moluscos bivalvos, afectando a las personas que los ingieran. Aunque en la bibliografía se han descrito casos de intoxicaciones por estas toxinas en otras zonas, en el Mar Menor no se han producido habiéndose encontrado densidades elevadas de algunas de especies citadas como potencialmente tóxicas. Los análisis de toxinas realizados hasta la fecha han dado negativos.

Desde el año 2007 se ha analizado - con mayor o menor regularidad - el fitoplancton potencialmente tóxico de algunas de las playas del Mar Menor. El objetivo de estos análisis era poder advertir a las autoridades sanitarias en caso de evento de proliferación al fitoplancton tóxico. Se ha observado una gran variabilidad interanual de la densidad de este tipo de células en las

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

zonas de baño. Las especies aparecidas en el último año no han diferido significativamente de las encontradas con anterioridad, si bien en ocasiones han aparecido proliferaciones mayores. Una vez detectadas, los análisis de toxinas en agua realizados han dado negativos.

Aunque este problema no ha producido efectos indeseados en la salud humana y en la pesca, es evidente que requiere atención prioritaria, principalmente para definir sus causas y tomar las medidas pertinentes.

5. Prognosis de las respuestas ecológicas del ecosistema. Directrices para la prevención y minimización de las presiones y para la restauración ecológica de la laguna.

La necesidad de entender el funcionamiento de la laguna, como un sistema complejo donde todos sus elementos interactúan y las condiciones ambientales cambian como respuesta de adaptación o forzadas por actuaciones externas, ha llevado a investigar igualmente y desde un primer momento los mecanismos de funcionamiento y respuesta del Mar Menor. Se ha propuesto un modelo, basado en la teoría del confinamiento, para explicar la colonización en la laguna y la distribución de sus comunidades bentónicas (Pérez-Ruzafa & Marcos, 1992, 1993), asimismo se han estudiado las condiciones hidrológicas, la distribución de nutrientes y clorofila a (Pérez-Ruzafa et al. 2005a), la importancia de las características geomorfológicas en los poblamientos lagunares (Pérez-Ruzafa et al. 2005c, 2007b), la aplicación de nuevas tecnologías, como los sensores remotos, al estudio de la calidad de las aguas lagunares (Gilbert et al., 1995; Pérez-Ruzafa et al., 1996) y las escalas de variabilidad en las lagunas costeras (Pérez-Ruzafa et al., 2007a).

Estos estudios han puesto de manifiesto una heterogeneidad espacial y una complejidad en el ecosistema que no se le suponían a las lagunas costeras (Pérez-Ruzafa & Marcos, 2008) y sugieren complejos mecanismos homeostáticos y de autorregulación frente al estrés introducido por las actividades humanas (Pérez-Ruzafa et al., 2005a).

Todo parece indicar, que, con los niveles de nutrientes actuales, el fósforo ha pasado a ser el factor limitante de la productividad biológica en la laguna, siendo el nitrógeno excedentario la mayor parte del tiempo. Ello implica que el sistema puede no mostrar respuestas evidentes a pequeñas fluctuaciones en la entrada de compuestos nitrogenados pero que podría reaccionar de forma conspicua a cualquier entrada de fósforo, ya sea procedente de aguas urbanas o de cualquier otro origen.

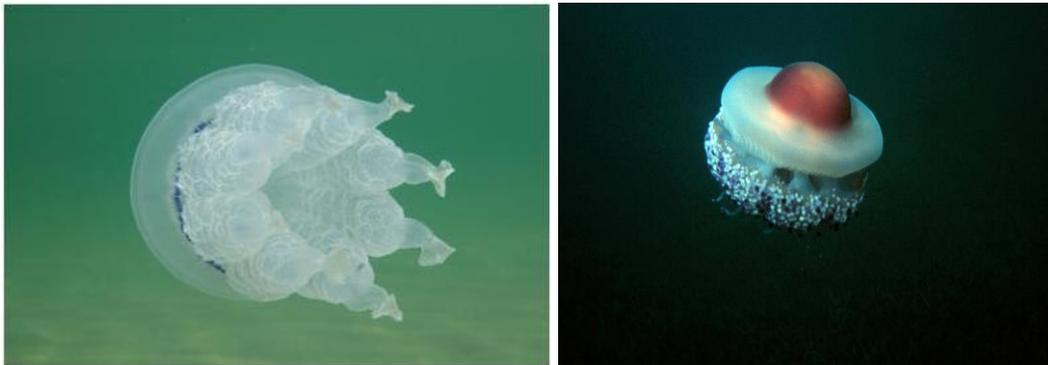
Como consecuencia de los cambios en el régimen de entrada de nutrientes, la columna de agua en la laguna ha pasado de ser oligotrófica a eutrófica proveyendo las condiciones para el crecimiento de células fitoplanctónicas más grandes y los subsiguientes cambios en la estructura trófica que esto implica y la reducción en la calidad de las aguas y la penetración de la luz.

Las comunidades planctónicas son altamente dependientes del estado de los nutrientes por lo que los poblamientos dominados por flagelados de pequeño tamaño (*Rhodomonas* y *Cryptomonas*) en invierno, y diatomeas y dinoflagelados desde la primavera al otoño, se han visto sustituidos por diatomeas grandes como *Coscinodiscus spp.* y *Asterionella spp.* presentes durante todo el año.

A raíz de estos cambios en el estado trófico de las aguas, desde 1995 y principalmente durante el verano, tiene lugar una fuerte proliferación de las medusas *Rhizostoma pulmo* y *Cotylorhiza tuberculata* que colonizaron el Mar Menor como consecuencia del agrandamiento del Estacio. *Aurelia aurita*, la única especie autóctona del Mar Menor, es ahora la menos abundante y tiene su

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

máxima densidad en primavera (abril y mayo). Por su parte, *Rhizostoma pulmo* comienza a proliferar en mayo, mientras que *Cotylorhiza tuberculata* tiene su pico de abundancia en junio y julio, alcanzando más de 12 individuos por 100 m³. A mediados del verano de 1997 se estimó una población de medusas en toda la laguna del orden de 40 millones de individuos.



Rhizostoma pulmo

Cotylorhiza tuberculata

Figura 16. Las dos especies de medusa *Rhizostoma pulmo* y *Cotylorhiza tuberculata* que colonizaron el Mar Menor tras el dragado del canal del Estacio. Actualmente presentan proliferaciones estivales que, aunque llegan a constituir una plaga desde el punto de vista de los bañistas, sin embargo regulan la red trófica lagunar y mantienen la calidad del agua.

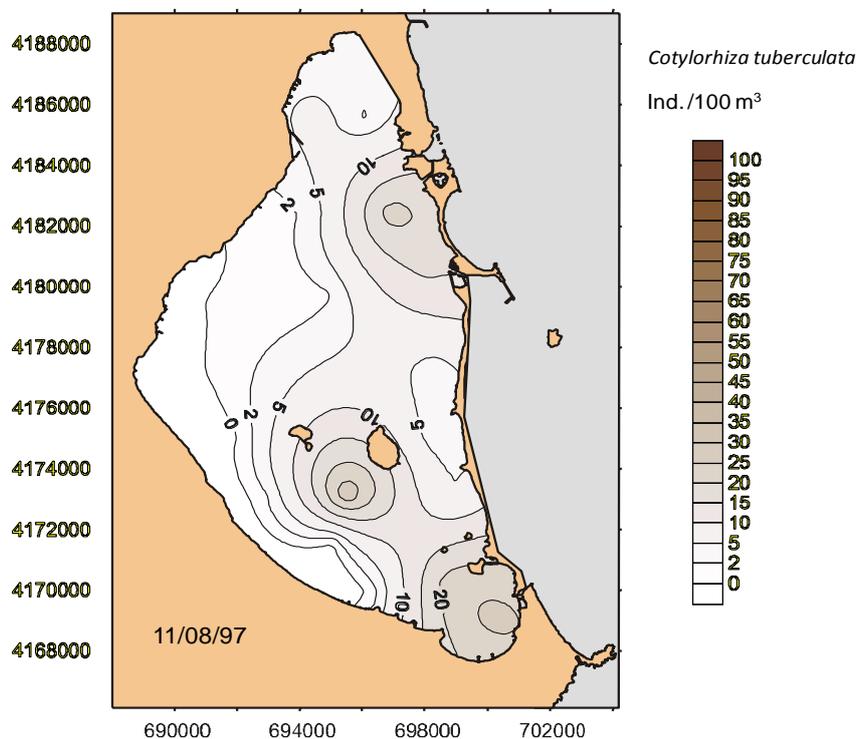


Figura 17. Distribución espacial de la medusa *Cotylorhiza tuberculata* en el Mar Menor en agosto de 1997.

Generalmente se piensa que la entrada de nutrientes estimula la producción primaria, y por tanto incrementa la biomasa fitoplanctónica, pero esto no es completamente cierto en el Mar Menor debido al control desde los niveles superiores de la red trófica (*top-down*), ejercido en este caso por el plancton gelatinoso y por el ictioplancton, que mantienen bajos los niveles de clorofila, aunque

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

eso sí, sosteniendo poblaciones muy elevadas de medusas.

Es paradójico encontrar que la clorofila a y el biovolumen total considerado bajo el rango de tamaños entre 2–1000 μm tiende a ser inferior ahora – cuando la entrada de nitratos es más alta, la concentración de fosfato muy baja y con altas densidades de medusas–, que en la década de 1980 – con niveles de nitrato más bajos, concentración de fosfato más alta y sin medusas.

En sistemas en los que los nutrientes son escasos, las células pequeñas, de crecimiento rápido, pueden suministrar suficiente alimento disponible para ramoneadores también pequeños, dando lugar a densidades relativamente altas de copépodos. Sin embargo, las células grandes, que crecen con densidades más elevadas de nutrientes, pueden llegar a ser demasiado voluminosas para que los copépodos ramoneen sobre ellas, y que estos no estén disponibles para el zooplancton grande (principalmente larvas de peces).

Mientras que el origen de las diatomeas grandes puede ser explicado como consecuencia directa de las entradas de nitratos, la abundancia de tintínidos, el segundo componente en importancia numérica en los contenidos estomacales de las medusas, hay que explicarla de otro modo ya que se alimentan principalmente de bacterias, flagelados heterotróficos y pequeñas células de fitoplancton. El efecto de las medusas extrayendo tintínidos puede considerarse un mecanismo de control *top-down* indirecto sobre las fracciones pequeñas del espectro de tamaños. Mediante el ramoneo de copépodos, las medusas también actúan indirectamente sobre el fitoplancton pequeño, reduciendo el control *top-down* que realizarían aquellos sobre esta fracción. Esta combinación de factores puede explicar por qué algunos sistemas eutrofizados mantienen poblaciones viables de fitoplancton de células pequeñas y grandes poblaciones de zooplancton grande gelatinoso. Por otro lado, la eliminación de las diatomeas grandes tiene un efecto indirecto sobre los niveles de nutrientes en la medida en la que ellas extraen nutrientes inorgánicos de la columna de agua, pero la eliminación simultánea de herbívoros como los ciliados y copépodos reduce la presión ramoneadora sobre el fitoplancton pequeño. La combinación de efectos directos e indirectos sobre distintos tramos del espectro de tamaños y de los mecanismos de control como la competencia por los recursos disponibles (*bottom-up*) y la depredación (*top-down*) (Lehman, 1991, Cottingham, 1999) se traduce en una estructura de tamaños diferente a la que cabría esperar bajo condiciones de eutrofia.

La existencia en el Mar Menor de los mencionados mecanismos homeostáticos, aunque es una salvaguarda para resistir las agresiones humanas, hace que la detección de los impactos sea más difícil al enmascarar los síntomas de eutrofización y no manifestarse en los indicadores habituales hasta que podría ser demasiado tarde. Por ello, complementariamente a las líneas mantenidas en el desarrollo de herramientas de planificación ecológica (Marcos, 1991) y detección de impactos en la laguna, sustentada en el uso de índices e indicadores biológicos (Salas, 1996, 2002; Salas et al., 2005, 2006a, 2006b, 2008), es fundamental estudiar a fondo los componentes y procesos implicados en las respuestas homeostáticas y sus límites, así como en los posibles mecanismos de restauración ecológica.

Un aspecto importante que es necesario rellenar es el conocimiento de los flujos de nutrientes desde el sedimento a la columna de agua en distintas situaciones de estructura sedimentaria y de productores primarios (microfitobentos, algas y/o fanerógamas).

Por otro lado, hace años resaltábamos que la implementación de la Directiva Marco del Agua, que regulará de una forma importante el futuro en la gestión de la laguna (García-Sánchez, 2007; Pérez-Ruzafa & Marcos, 2008) requiere que se aborden de manera inmediata la tipificación de las masas de agua, la selección de indicadores, su intercalibración en el contexto internacional y el establecimiento de los niveles de referencia aplicables al Mar Menor, tareas en las que la Región de Murcia, a nivel institucional, está perdiendo la oportunidad de tener el control de la gestión de un

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

recurso ecológico y económico inestimable.

Por otro lado, las áreas someras muestran una importancia máxima como hábitats críticos en la laguna. Es decir, pueden definirse como áreas específicas esenciales para mantener y conservar favorablemente la comunidad de peces (y la biocenosis lagunar) y que requieren, a veces por su ubicación o uso, de una gestión particular. Así por ejemplo, resulta básico buscar soluciones poco impactantes que puedan ser compatibles con los múltiples usos y actividades (ej. desarrollo de herramientas para la toma de decisiones y que permitan protocolizar la respuesta de la Administración a las actividades y usos desarrollados sobre áreas someras).

No se dispone de datos concluyentes para poder definir el grado de alteración actual de la comunidad de peces de zonas someras. Evaluar su estado actualizado como biocenosis indicadora es útil para describir el estatus medioambiental del ecosistema. Además, pensamos que caracterizar y tipificar la comunidad de peces asociada a las zonas someras es una información básica y complementaria de la que se obtendrá del proyecto MONITORIZACIÓN Y MODELADO DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS Y ESTADO ECOLÓGICO DEL MAR MENOR Y PREVENCIÓN DE IMPACTOS. La combinación de ambas puede ser una herramienta adecuada para el modelado de la red trófica de la laguna, básica tanto para la gestión de la biodiversidad y pesquerías como para evaluar el impacto de problemáticas integrales en la laguna y, en consecuencia, poder realizar una prognosis de las respuestas ecológicas del sistema. La voluntad de colaborar y compilar información con el Grupo de Investigación Ecología y Ordenación de Ecosistemas Marinos Costeros, responsable del proyecto aludido, ya ha sido puesta de manifiesto entre miembros de ambos grupos.

Algunas de las directrices para la prevención y minimización de las presiones deben centrarse en el manejo potencial de la cadena trófica a través de la gestión pesquera con el objetivo de minimizar procesos de eutrofización (= biomanejo de la cadena trófica). Existen taxones potenciales para evaluar estas posibilidades, aspecto sobre el que sería recomendable profundizar. Sin duda, la elaboración de estas directrices precisa de un conocimiento continuo del reclutamiento y alevinaje en sus zonas someras como hábitats críticos.

Aunque no disponemos de datos concluyentes, el principio de precaución ante el nuevo escenario debería llevarnos a evaluar la situación de determinadas pesquerías y a posibles medidas cautelares que pudieran minimizar efectos sobre las mismas (estudiar la posibilidad de ampliar vedas y reducir cupos).

Las áreas someras sufren un impacto continuo de problemáticas asociadas a actuaciones y usos específicos (limpieza y regeneración de playas, eliminación de cúmulos de vegetación, creación de infraestructuras, etc.). Establecer directrices y diseñar protocolos de actuación que mitiguen y minimicen dichos impactos es una necesidad básica de gestión.

Pensamos que todavía estamos lejos de conocer la estructura y funcionamiento de la comunidad de peces presente en las zonas someras, así como su respuesta ante las afecciones derivadas de problemáticas específicas pretéritas y continuadas en el tiempo. Estos aspectos únicamente pueden llegar a interpretarse estableciendo una red de puntos de seguimiento continuo (en zonas someras) y con estudios experimentales específicos. La comunidad de peces en zonas someras puede ser una biocenosis indicadora del estado ecológico, si bien, debería analizarse su potencial para conformar un bioindicador de evaluación rápida de la respuesta del sistema.

Desde nuestro conocimiento, pensamos que queda mucho por profundizar también en la investigación y manejo a nivel de especies emblemáticas o representativas siendo una herramienta muy útil en la gestión integral de la laguna. La gestión particular o específica de estas especies puede asegurar también la conservación de un conjunto más amplio de especies y sus hábitats (ej.

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

prioritaria la obtención de datos biológicos básicos dirigidos a optimizar las pesquerías y actividades extractivas). Este aspecto está también relacionado con la búsqueda de indicadores de seguimiento en la laguna.

En el caso de la conservación de especies amenazadas se han realizado avances en medidas adoptadas para la protección y potenciación de varias especies (principalmente *Aphanius iberus* e *Hippocampus guttulatus*). No obstante, resulta evidente determinar el efecto de las nuevas condiciones eutróficas en la laguna sobre éstas y otras especies de interés conservacionista (*Anguilla anguilla*, *Syngnathus abaster*, *Pomatoschistus marmoratus*, etc.). Además, es prioritaria una gestión continuada en el tiempo de estas especies e ignorar el conocimiento adquirido puede provocar errores importantes en dicha gestión. Manejar con los criterios científicos evaluados únicamente será posible si se analizan las carencias aún existentes (ej. determinación de la dinámica y estructura metapoblacional de estas especies en la laguna).

La expansión urbana en la zona de influencia de la laguna está asociada principalmente al turismo. El incremento de la ocupación del suelo ha provocado la desaparición de hábitats naturales y ecosistemas singulares como dunas y lagunas litorales, saladares etc. La ocupación del suelo en las zonas de influencia del Dominio Público, tiene repercusión sobre el incremento de los riesgos naturales asociados (inundación por elevación de aguas marinas o avenidas, erosión costera, cambio climático, etc.). La demanda de infraestructuras choca frecuentemente con la conservación de la laguna. Las actuaciones de dragados y rellenos de terrenos para la generación de nuevas playas en un ambiente lacustre y por definición sin presencia de grandes playas, junto con la construcción de paseos marítimos y puertos, ligados a la expansión urbanística han dado lugar a la modificación de las características de los fondos de la laguna y las comunidades asociadas. Por otro lado, el aumento de infraestructuras y la ocupación del Dominio Público también causa una alteración de la cuenca hidrográfica, incrementando los riesgos naturales, principalmente las inundaciones y su consecuente incremento en aportes sedimentarios, nutrientes, agua dulce, etc. que afecta a todas las comunidades de las zonas receptoras, tal y como se ha observado en los episodios de lluvias recientes.

La intensificación de la agricultura sufrida en el campo de Cartagena, originó importantes efectos en la laguna. La sustitución de la agricultura tradicional de secano por una agricultura intensiva provocó una transformación sustancial del paisaje así como, una eliminación y degradación de los hábitats terrestres, además de deficiencias estructurales en el trazado y dimensión de la red de drenaje agrícola (Carreño Fructuoso, 2015). Todo ello contribuye al riesgo natural de inundaciones y genera una alteración en la cuenca hidrográfica, cuya consecuencia directa es el desequilibrio hídrico en los humedales. Este desequilibrio favorece la sustitución de especies típicas en pro de las oportunistas. El incremento de los flujos hídricos aumenta los aportes sedimentarios a la laguna y, consecuentemente, la turbidez, disminuyendo las radiaciones de luz disponibles para la comunidad fital. Además, la existencia de un mayor número de partículas en suspensión afecta a los organismos filtradores y a la ictiofauna (los peces no soportan altos niveles de partículas en suspensión en el agua ya que les provoca obturación de las agallas y muerte por asfixia) (DOER, 2000, Engel-Sørensen y Skyt, 2001).

El incremento de la agricultura de regadío en la cuenca del Mar Menor origina una creciente necesidad del recurso agua, lo que ha provocado una intensa sobreexplotación de los acuíferos y una salinización de las aguas subterráneas por intrusión marina. Todo ello conlleva la necesidad de desalobrizar el agua de acuífero para su utilización en agricultura, proceso que genera residuos de salmuera con altos niveles de nitratos (Martínez y Esteve, 2002; Velasco et al, 2006). Estos residuos terminan en la red de drenaje, afectando a los humedales (Martínez Fernández et al, 2005; Velasco et al., 2006; Carreño et al., 2008; Esteve et al., 2008; Martínez Fernández et al, 2009) y, posteriormente, en la laguna favoreciendo el proceso de eutrofización. Por otro lado, los

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

abonos y fitosanitarios (principalmente abonos químicos y plaguicidas), usados para el aumento de la productividad agrícola son, en parte, lixiviados y transportados por el agua de escorrentía hacia la laguna. Los abonos transformados en nutrientes, han generado un proceso de desequilibrio trófico y eutrofización de la laguna, provocando una importante pérdida de singularidad y la destrucción del 85 % de las praderas de la laguna).

El efecto de los fitosanitarios sobre las comunidades lagunares y marinas no está bien dilucidado, sin embargo, se han detectado la entrada de unos 70 contaminantes orgánicos a través de la rambla del Albuñón (Moreno Gonzalez et al, 2013), unos 18 kg anuales de pesticidas procedentes de la agricultura y 11kg anuales de fármacos procedentes de vertidos urbanos (León et al, 2016). Estudios realizados en otros entornos apuntan a algas, crustáceos y moluscos como grupos especialmente sensibles a este tipo de compuestos. Los herbicidas y pesticidas inhiben el crecimiento de las fanerógamas lagunares como *Cymodocea nodosa*, *Zostera noltii* y *Ruppia sp.* (Marin-Guirao et al., 2005).

La situación actual del Mar Menor demanda de forma urgente actuaciones desde un enfoque integral, con el objetivo último de conservar y reponer el capital natural y los servicios ecosistémicos de la laguna. El reto que se presenta con el objetivo de recuperar el ecosistema lagunar degradado, es un proceso complejo de gestión que implica una profunda comprensión de las interacciones biológicas y ambientales.

Directrices para la restauración ecológica de la laguna:

Los datos científicos disponibles indican que el ecosistema lagunar ha experimentado cambios muy significativos en su funcionamiento y estructura muy alejados de su estado anterior al proceso de eutrofización actual. Esta situación dificulta la aplicación de soluciones científicas y técnicas inmediatas que permitan revertir la situación en el corto plazo entre otros factores por el desconocimiento de los posibles efectos no deseables sobre el ecosistema de esas acciones.

Por otro lado, podrían observarse síntomas de reversibilidad hidrodinámica y ecosistémica y mejora de las condiciones del Mar Menor siempre que se produzca una eliminación efectiva y significativa de los aportes contaminantes. Sin que tengamos una certeza en cuanto a los tiempos de recuperación y siendo necesario seguir estudiando la evolución de los parámetros ecológicos y del proceso de eutrofización, hay que tener en cuenta que las lagunas costeras tienen una capacidad de recuperación mucho mayor que otros ecosistemas porque están adaptados a las fluctuaciones.

Según lo expuesto se proponen las siguientes directrices:

1. Debe considerarse prioritario conservar y recuperar la diversidad biológica y ecológica del Mar Menor, en especial los tipos de hábitats, especies, procesos ecológicos y paisajes presentes, así como recuperar, mantener y mejorar su estado actual.
2. Es necesario establecer y aplicar de forma efectiva los principios y criterios de la Gestión Integrada de Zonas Costeras y, el desarrollo de procedimientos que permitan incorporar los resultados de la evaluación a los procesos de toma de decisiones.
3. Debe asegurarse el vertido 0, entendiendo este como la eliminación de todas las entradas en origen antrópico en la laguna, respetando solo aquellos cursos naturales propios de los procesos ecológicos. Para ello deben realizarse actuaciones a nivel de las presiones para conseguir la recuperación de forma eficiente, sin perjuicio de otros ecosistemas.
4. Debe elaborarse un programa de restauración integral considerando la restauración no

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

como un evento aislado, sino como un proceso continuo aplicando la filosofía de la gestión adaptativa.

5. Cualquier acción, plan, proyecto planteado, incluidos los aprobados y/o propuestos por el comité científico deben estar sometidos, con carácter previo a su aplicación a una adecuada evaluación de sus repercusiones, asumiendo el procedimiento de evaluación de impacto en cumplimiento de la Ley 21/2013 de Evaluación Ambiental.
6. La restauración no se puede realizar aislada del conjunto de causas que la provocan, por ello se debe contemplar en un marco más amplio que contemple los efectos sinérgicos o acumulativos derivados en el marco de una adecuada evaluación ambiental y de repercusiones, teniendo en cuenta además el contexto en el que nos movemos derivado de las diversas figuras de protección del Mar Menor
7. Cualquier proyecto o actuación de restauración deben estar integrados en un programa de restauración integral, basado en un diagnóstico detallado, y su formulación ha de ser participada y consensuada por equipos multidisciplinares y los colectivos interesados.
8. Es necesario realizar un análisis pormenorizado de la eficacia de las técnicas de restauración propuestas en los proyectos y de su adecuación a las condiciones particulares del Mar Menor, antes de adoptarlas. Y previo a la acometida a gran escala de cualquier proceso de restauración, debe realizarse un estudio piloto para comprobar la eficacia de la actuación a pequeña escala. Los proyectos deben evaluar si la restauración es viable ecológica, técnica, económica y socialmente, y si existe riesgo de efectos secundarios dañinos.
9. Siempre debe valorarse como primera opción la restauración pasiva, evaluando si la eliminación de la presión que provoca el impacto da como resultado una recuperación natural. Deben priorizarse las soluciones basadas en la naturaleza y potenciar el desarrollo de infraestructura verde-azul
10. Es necesario Evaluar los costos potenciales y los múltiples beneficios de la restauración del ecosistema, a escalas relevantes llevar a cabo estudios de coste:beneficio de las acciones, con el fin de priorizar las acciones más eficientes. Los costos de la inacción también pueden ser significativos.
11. Existen importantes lagunas de información y conocimiento y es necesario potenciar la investigación y desarrollar programas de seguimiento a largo plazo.
12. Es necesario promover el intercambio de información y conocimiento entre los diferentes sectores implicados en la restauración del Mar Menor.
13. Deben realizarse estudios de capacidad de carga para reestructurar aquellas instalaciones y servicios que estén sobredimensionados y generando impactos en el Mar Menor
14. Deberá aprobarse con urgencia el Plan de Gestión Integral del Mar Menor para contar con un marco normativo de actuación. Desde el momento de su aprobación deberá de realizarse una revisión y actualización incorporando las nuevas circunstancias de la laguna aplicando el criterio de la “gestión adaptativa”

Conviene resaltar la necesidad de mantener e intensificar la investigación en las siguientes líneas:

- Respuesta de la laguna a las actuaciones humanas
- Cambios en la presencia y/o abundancia de las especies típicamente lagunares,

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

introducción de especies alóctonas

- Cambios en la red trófica lagunar, alteraciones en las respuestas bentónica y planctónica
- Aparición de proliferaciones de medusas, fitoplancton y algas flotantes
- Análisis de los mecanismos homeostáticos ante las acciones antrópicas y el cambio climático
- Establecer una red de monitorización integral completa del Mar Menor con definición de grupos funcionales indicadores relevantes para el seguimiento del proceso de eutrofización y de su recuperación. Igualmente se establecerá un seguimiento de las áreas críticas someras por su papel fundamental en el diagnóstico del estado ecológico de la laguna y por su importancia como zonas fuente para su recuperación.
- Desarrollo de un modelo hidrodinámico y ecológico de la laguna
- Establecimiento de los mecanismos de conectividad con el mar abierto, tasa de renovación de las aguas y colonización de especies
- Análisis de los flujos de nutrientes desde el sedimento y de las interacciones plancton-bentos
- Detección de contaminantes de origen difuso o no controlado, eventual, con posibles problemas de mortandad masiva de peces y otras especies
- Análisis detallado de la dinámica originada por los vertidos que ocurren a través de la rambla del Albuñón
- Horizonte de las pesquerías y otras actividades extractivas en la laguna
- Establecimiento de los niveles de referencia para la valoración del estado ecológico
- Elaboración de modelos bioeconómicos y de ayuda a la toma de decisiones
- Desarrollo de criterios ecológicos que fundamenten la aplicación de las diferentes normativas europeas, principalmente la Directiva Marco del Agua.

Finalmente, todas estas investigaciones, resultarán poco útiles para la conservación del Mar Menor si no existe la suficiente sensibilidad y voluntad política para utilizarlas como base de la adopción de medidas de gestión. Las administraciones y sus gestores con frecuencia prefieren ignorar el conocimiento existente, quizás para no tener que tomar decisiones comprometidas. Frecuentemente se disipan muchos esfuerzos y recursos económicos en un extraño equilibrio entre el cumplir con las normativas europeas que obligan a realizar estudios de seguimiento y control, la necesidad de publicitar iniciativas ante la opinión pública y el miedo a saber realmente lo que ocurre. Hay mucho trabajo aún por hacer. El Mar Menor mantiene un equilibrio inestable y será difícil de recuperar si se rompen sus mecanismos homeostáticos y no debería dejarse perder la oportunidad de recuperarlo para la Región de Murcia.

El estudio sistemático del Mar Menor ha permitido conocer en profundidad cómo se estructuran las comunidades lagunares y cómo responden a las distintas presiones antrópicas a las que están sometidas, incluyendo dragados y vertidos de arenas, construcción de diques, la apertura de canales de comunicación con el mar abierto o la introducción de especies alóctonas. Pero la contribución más importante de las investigaciones realizadas en esta laguna ha sido el cambiar radicalmente los paradigmas y asunciones acerca de la complejidad y estrategias ecológicas de

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

sus comunidades y especies. Su capacidad de autorregulación y mecanismos homeostáticos son sorprendentes y sofisticados. También aquí, el estudio de las lagunas costeras y del Mar Menor en particular puede ser determinante para adquirir un conocimiento que es esencial para gestionar los ecosistemas y no perder los bienes y servicios de todo tipo que nos prestan. En este contexto recomendamos también leer el capítulo Pérez-Ruzafa, A. & Marcos, C., 2016. El Mar Menor como motor del cambio de paradigmas en el estudio de las lagunas costeras. En: León, V.M. & Bellido, J.M., (Eds.), Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado. Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad, Madrid. Temas de Oceanografía, 9: 31-57.

Fitoplancton

El primer punto a definir debería ser “a qué estado se quiere que evolucione el Mar Menor”. Este apartado debería abordarse tras un profundo debate científico que de alguna forma defina las directrices a aplicar. Particularmente sería deseable definir si el Mar Menor debería tener entre otras las siguientes características:

- Fondo de arena como en su origen o de fango como el actual
- Pradera de *Caulerpa* o fondo sin pradera (como parece en la actualidad)

Ante el problema de la eutrofización se puede actuar mayormente desde dos puntos de vista, el de aumentar las tasas de renovación del agua y el de impedir el aporte de nutrientes del sedimento. Para definir líneas de actuación sería necesario trabajar bajo escenarios que permitan:

- Determinar hasta qué punto se puede modificar la dinámica de intercambio de agua con el mediterráneo para asegurar la integridad ecológica de la laguna a la vez que se acortan los tiempos de recuperación del Mar Menor con respecto a los sedimentos y materiales suspendidos. ¿Sería apropiado volver a la sección atravesada de los canales anteriores a la apertura del Estacio?
- Determinar hasta qué punto la retirada de sedimentos paliaría (o acortaría) el tiempo de recuperación de la laguna. Los sedimentos con altos contenidos en materia orgánica son fuente de Nitrógeno orgánico disuelto a la columna de agua. ¿Sería posible una retirada de sedimentos controlada evitando la resuspensión que eliminara la carga de materia orgánica que la laguna ha ido acumulando a través de los años de vertidos de nitratos?
- Es necesaria una mayor inversión en estudios científicos para poder responder, entre otras, a las cuestiones formuladas.

Líneas de actuación que ayudarían a mitigar la situación actual en la laguna (incluyendo su orden de prioridad).

Urgentes

- Impedir la entrada de vertidos y contaminantes de forma radical
- Prohibir las obras costeras que afecten a la dinámica de corrientes y transporte de sedimentos, muy especialmente en zonas sensibles como los canales de comunicación con el mar abierto.
- Prohibir con carácter general labores de mantenimiento de playas con maquinaria, y

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

posibles rellenos y actuaciones de vertido de arenas en las mismas

- No realizar actuaciones que no hayan sido previamente estudiadas y evaluados sus efectos en el funcionamiento y ecología lagunar.
- Elaboración de un plan integral de gestión del agua y de usos agrícolas que evite la llegada de vertidos y escorrentías alteradas por la actividad humana a la laguna.

Útiles

- Creación de balnearios que, además de tener un gran valor cultural y turístico, ayudan a fijar las playas y al establecimiento de comunidades de filtradores que favorecen la calidad del agua

6. Indicadores de seguimiento. Seguimiento y evaluación rápida de la respuesta del ecosistema a las medidas de actuación y gestión.

En relación con las aves acuáticas invernantes en el Mar Menor, el incremento de nutrientes y su incorporación a las cadenas tróficas se asocia con una sucesión en la comunidad de aves lagunares, a lo largo de fases caracterizadas por su composición y por la abundancia relativa de las principales especies. En el inicio del proceso, aparece una fase inicial de diversificación de la comunidad (coherente con la respuesta esperable a fenómenos de enriquecimiento en medios oligotróficos), hasta alcanzar un máximo, pero a largo plazo se produce una simplificación y banalización de la comunidad de aves (Robledano et al., 2011, Farinos et al., 2016 b). En las últimas fases son evidentes las tendencias negativas, hasta desaparecer en algún caso, tanto de las especies que han protagonizado las etapas intermedias como de otras genuinas del ambiente hipersalino y oligotrófico original (caso de la serreta mediana). Otras especies como el cormorán grande y el Zampullín cuellinegro (*Podiceps nigricollis*) muestran tendencias demográficas favorables y acaban dominando la comunidad, interpretándose esto en parte como una respuesta a la eutrofización local. Estos cambios están correlacionados con el incremento del regadío en la cuenca con un retraso de dos años (Robledano et al, 2011). Con posterioridad a 2013 (Martínez-Fernández et al., 2014) no existe una evaluación equivalente de los posibles cambios de la comunidad de aves acuáticas lagunares en respuesta a las modificaciones recientes que han desencadenado la actual crisis ambiental. Al margen de la respuesta que puedan haber reflejado los censos invernales de enero (acaba de finalizar el correspondiente a 2017), el notable cambio en las condiciones lagunares aconseja realizar una evaluación espacial y temporal más detallada de la respuesta de la avifauna. En este sentido, al igual que el informe de F. Oliva y M. Torralva relativo a las comunidades de peces litorales, se contempla la monitorización de la avifauna como una iniciativa complementaria al proyecto MONITORIZACIÓN Y MODELADO DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS Y ESTADO ECOLÓGICO DEL MAR MENOR Y PREVENCIÓN DE IMPACTOS. La combinación de todas ellas puede ser una herramienta adecuada para el modelado de la red trófica de la laguna, básica tanto para la gestión de la biodiversidad y pesquerías como para evaluar el impacto de problemáticas integrales en la laguna y, en consecuencia, poder realizar una prognosis de las respuestas ecológicas del sistema. La colaboración con el Grupo de Investigación Ecología y Ordenación de Ecosistemas Marinos Costeros, responsable del proyecto aludido, también se ha concretado con el equipo de investigación sobre avifauna lagunar.

Aunque no es el objeto de este informe conseguir una total integración con las restantes contribuciones al Grupo de Trabajo, si se quiere destacar, además de la sintonía arriba mencionada

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

con el grupo de investigación E0A0-04 ZOOLOGÍA BÁSICA Y APLICADA A LA GESTIÓN Y CONSERVACIÓN del Departamento de Zoología y Antropología Física de la Universidad de Murcia, la necesidad de armonizar nuestros planteamientos con otras aportaciones. Así, en lo que se refiere al completo informe elaborado por la profesora Giménez Casalduero (Universidad de Alicante), que asumimos en su práctica totalidad, sólo queremos señalar que las interacciones entre aves y peces deben ser evaluadas cuidadosamente ya que por lo que sabemos de la respuesta de las aves piscívoras, esta puede tener un sentido variable (dependiendo de la fuente de su alimento principal), y no siempre indicador de condiciones de calidad. No obstante lo cual, la combinación de distintas taxocenosis indicadoras en un sistema de seguimiento y alerta, permitirá establecer directrices de restauración y estándares de gestión y vigilancia para los distintos sectores de la laguna y su ribera.

Existen una serie de especies típicamente lagunares, son especies protegidas, clave o emblemáticas por causas ecológicas o culturales las cuales se encuentran actualmente amenazadas. Las especies clave son aquellas importantes para el conjunto de la salud lagunar. Algunas de ellas son la base del paisaje ecosistémico ya que son las principales especies estructuradoras como *Cystoseira amaentacea* var. *strictae* en los hábitats rocosos ó las fanerógamas *Cymodocea nodosa*, *Ruppia cirrhosa* las cuales configuran el paisaje más emblemático de los fondos sedimentarios lagunares. El ambiente eurihalino y euritermo de la laguna restringe la presencia de muchas especies, por lo que la existencia de algunos invertebrados emblemáticos le confieren un valor añadido como las esponja *Tethya aurantium* y *Tethya citrina* o los moluscos *Pholas dactylus*. La presencia de *Pinna nobilis* debe tratarse como un caso específico, ya que es una de las cientos de especies que se introdujeron en la laguna como respuesta a la Mediterraneización y por lo tanto es importante diagnosticar la poblaciones actual y su evolución en la laguna. Entre los osteictios es de destacar algunas de las especies más emblemáticas de la laguna como son el caballito *Hippocampus guttulatus* o el fartet *Aphanius* (= *Lebias*) *iberus*, actualmente sometidas a grandes presiones y con caídas evidentes de la población. Existen además en la laguna especies de gran importancia para la pesquería como el langostino (*Penaeus kerathurus*), con evidencias de caídas poblacionales drásticas al igual que las especies anteriores, probablemente en este caso asociado a la pérdida de hábitats e incremento de la contaminación.

La diversidad y estabilidad de la comunidad íctica es un buen indicador de la estabilidad del ecosistema. En la laguna los hábitats y las comunidades bentónicas suministran de refugio y fuente de alimentación a adultos y juveniles de multitud de especies. Tras los eventos del pasado año se ha detectado una pérdida de talla y calidad de los individuos, lo que achacan los pescadores a la falta de recursos de alimentación, asociados a los procesos de anoxia ocurridos, además de una pérdida de confianza en el producto (<http://www.laopiniondemurcia.es/comunidad/2016/12/27/murcia-temporal--pescadores-avisar/793584.html>)

La laguna del Mar Menor es una zona de gran importancia como zona de alimento y cria de avifauna, la presencia de peces piscívoros además es un buen indicador del estado de salud de la laguna, ya que son importantes depredadores en la laguna y todos los impactos que perturban a sus presas potenciales (incluidos los cambios en la salinidad, entradas de nutrientes, contaminación o presión pesquera) les afectaran de forma drástica (Davis et al, 2005; Ortiz, 2011).

Respecto al seguimiento del FITOPLANCTON, sería necesario continuar con los trabajos para conocer la composición y abundancia del fitoplancton y zooplancton, el fitoplancton tóxico y un análisis detallado de la red trófica planctónica.

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

REFERENCIAS

- Agostini, S, B. Marchand, G. Pergent. 2003. Temporal and spatial changes of seagrass meadows in a Mediterranean coastal lagoon. *Oceanologica Acta*, 25 (2003), pp. 297–302
- Aguilar, J. Giménez Casaldueiro, F., Ramos, AA, y Mas, J. (2016) . Evaluación del estado y composición de la Comunidad Fitoplanctónica de las aguas del Mar Menor, Murcia (mayo de 2016). https://rua.ua.es/dspace/bitstream/10045/57169/2/Mar_Menor_Mayo_2016.pdf
- Aguilar, J. y Giménez Casaldueiro, F. (2016) . Análisis de muestras de agua del Mar Menor- Murcia (febrero de 2016)
- Álvarez-Rogel, J., Ramos-Aparicio, M.J. Delgado-Iniesta, M.J, Arnaldos-Lozano, R. 2004. Metals in soils and above-ground biomass of plants from a salt marsh polluted by mine wastes in the coast of the Mar Menor Lagoon, SE Spain. *Fresenius Environmental Bulletin*, 13, pp. 274–278
- Álvarez-Rogel, J.; Jiménez-Cárceles, F.J.; Egea Nicolás, C.; María-Cervantes, A.; González-Alcaraz, M.N.; Párraga Aguado, I.; Conesa Alcaraz, H.M. 2009. Papel de los humedales costeros del Mar Menor en la depuración de aguas eutrofizadas: el caso de la Marina del Carmolí. En Cabezas & Senent (Eds): *Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico*. Fundación Cluster-Instituto Euromediterráneo del agua. pp. 321-35
- Andreu A (2002). Estrategia de vida de *Atherina boyeri* var. marina en la laguna costera del Mar Menor (SE Península Ibérica): edad, crecimiento y su relación con la parasitología. Dirección: FJ Oliva Paterna y M Torralva.
- Andreu-Soler A, FJ Oliva-Paterna, C Fernández-Delgado, M Torralva. 2006. Estrategia de vida de *Atherina boyeri* Risso, 1810 (Pisces, Atherinidae) en la Laguna costera del Mar Menor (SE de la Península Ibérica). *Boletín Instituto Español de Oceanografía*, 22(1-4): 23-39.
- Andreu-Soler A, FJ Oliva-Paterna, M Torralva. 2003. Age and Growth of the Sand smelt, *Atherina boyeri* (Risso, 1810), in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *Journal of Applied Ichthyology*, 19: 202-208.
- Andreu-Soler A, FJ Oliva-Paterna, M Torralva. 2006. Seasonal variations in somatic condition, hepatic and gonad activity of sand smelt *Atherina boyeri* (Teleostei, Atherinidae) in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *Folia Zoologica*, 55(2): 151-161.
- Astorga, D, Ruiz, J , Prieto, L. 2012. Ecological aspects of early life stages of *Cotylorhiza tuberculata* (Scyphozoa: Rhizostomae) affecting its pelagic population success. *Hydrobiology* 690: 141-155
- Belando, M.D., García Muñoz, R. Ramos segura, A., Franco Navarro, I., García Moreno, P., Ruiz, J.M. Distribución y abundancia de las praderas de macrófitos bentónicos y las poblaciones de nacra (*Pinna nobilis*) en el Mar Menor. Informe del instituto Español de Oceanografía y ka Asociación de Naturalistas del Sureste, Murcia 60 pp
- Boyer, K. E., & Fong, P. (2005). Macroalgal-mediated transfers of water column nitrogen to intertidal sediments and salt marsh plants. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 321(1), 59-69.
- CARM (Comunidad Autónoma de la Región de Murcia), 2003a. Programa de gestión integrada del litoral del Mar Menor y su zona de influencia. Documento técnico de la Consejería de Industria y Medio Ambiente, Murcia, Spain
- Carreño, M.F. 2015. Seguimiento de los cambios de usos y su influencia en las comunidades naturales en la cuenca del Mar Menor, 1988-2009, con el uso de SIG y Teledetección. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia
- Conesa, H. M., y Jiménez-Cárceles, F. J. (2007). The Mar Menor lagoon (SE Spain): a singular natural ecosystem threatened by human activities. *Marine pollution bulletin*, 54(7), 839-849.
- Consejería de Turismo y Ordenación del Territorio de la Región de Murcia. (CTOT). 2002. Turismo de la

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

Región de Murcia. Revisión y actualización del Inventario Regional de Zonas Húmedas.

- Curiel, D. A. Rismondo, G. Bellemo, M. Marzocchi. Macroalgal biomass and species variations in the Lagoon of Venice (Northern Adriatic Sea, Italy): 1981–1998. *Scientia Marina*, 68 (2004), pp. 57–67
- Davis, S.M. Childres, D.L., Lorenz, J.J., Wanless, H.R., Hopkins, T.E. 2005. A conceptual model of ecological interactions in the mangrove estuaries of the Florida Everglades. *Wetlands* 25: 832-842.
- De Casabianca, M. L., Laugier, T., & Marinho-Soriano, E. (1997). Seasonal changes of nutrients in water and sediment in a Mediterranean lagoon with shellfish farming activity (Thau Lagoon, France). *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 54(5), 905-916.
- De León, A.R., Guerrero, J., Faraco, F. 1982. Evolution of the pollution of the coastal lagoon of Mar Menor. VI Journées Étud. Pollutions. C.I.E.S.M. 355.
- De Pascalis, F., Pérez-Ruzafa, A., Gilabert, J., Marcos, C. & Umgiesser, G., 2012. Climate change response of the Mar Menor coastal lagoon (Spain) using a hydrodynamic finite element model. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 114: 118-129.
- Dezileau, L., Pérez-Ruzafa, A., Blanchemanche, P., Degeai, J.P., Raji, O., Martinez, P., Marcos, C. & Von Grafenstein, U., 2016. Extreme storms during the last 6,500 years from lagoonal sedimentary archives in the Mar Menor (SE Spain). *Climate of the Past*, 12: 1389-1400.
- EUROGEL 2004 European gelatinous zooplankton: Mechanisms behind jellyfish blooms and their ecological and socio-economic effects. Annual report no 2 to European community, Section 3, 38 pp
- Farinós, P. & Robledano, F. 2010. Structure and Distribution of the Waterbird Community in the Mar Menor Coastal Lagoon (SE Spain) and Relationships with Environmental Gradients. *Waterbirds*, 33, 479-493.
- Farinós, P. Robledano, F., Carreño, M.F. & Martínez López, J. 2016 a. Efectos antrópicos sobre los gradientes de paisaje y hábitat y su influencia sobre la comunidad de aves acuáticas en una laguna costera mediterránea (Mar Menor, SE España). Cap. 19. Cuestiones sobre Paisaje, patrimonio natural y Medio Ambiente en el Sureste Ibérico. Murcia, EDITUM: 167-174.
- Farinós, P., F. Robledano, M. F. Carreño. 2016 b. Las aves acuáticas del Mar Menor: respuesta al cambio ambiental a distintas escalas. En Leon, V.M y J.M. Bellido (Eds). *Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado*. Madrid, Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad. *Temas de Oceanografía*, 9. pp 213-240.
- Ferreira, J.G., Andersen, J.H., Borja, A., Bricker, S.B., Camp, J., Cardoso da Silva, M., Garcés, E., Heiskanen, A.S., Humborg, C., Ignatiades, L., Lancelot, C., Menesguen, A., Tett, P., Hoepffner, N., Claussen, U., 2010. Marine Strategy Framework Directive e Task Group 5 Report Eutrophication. EUR 24338 EN e Joint Research Centre. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, pp. 49
- Franco A, A Pérez-Ruzafa, H Drouineau, P Franzoi, ET Koutrakis, M Lepage, D Verdiell, M Bouchouca, A López-Capel, F Roccato, A Sapounidis, C Marcos, FJ Oliva-Paterna, M Torralva, P Torricelli. 2012. Assessment of fish assemblages in coastal lagoons habitats: effect of sampling method. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 112:115-125.
- Franco, A., Pérez-Ruzafa, A., Franzoi, P., Koutrakis, E.T., Drouineau, H., Bouchouca, M., Sapounidis, A., Verdiell-Cubedo, D., López-Capel, A., Riccato, F., Marcos, C., Oliva-Paterna, F.J., Torralva-Forero, M., Torricelli, P. & Lepage, M., 2012. Assessment of fish assemblages in coastal lagoon habitats: effect of sampling methods. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 112: 115-125. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 110: 101-115.
- Fuentes, V., Straehler-Pohl, I, Atienza, D., Franco, I., Tilves, U., Gentile, M., Acevedo, M. Olariaga, M. Gili, J.M. 2011. Life cycle of the jellyfish *Rhizostoma pulmo* (Scyphozoa: Rhizostomeae) and its distribution, seasonality and inter-annual variability along the Catalan coast and the Mar Menor (Spain, NW Mediterranean). *Marine Biology* 158: 2247-226
- Gamito, S., Gilabert, S., Marcos, C. & Pérez-Ruzafa, A., 2005. Effects of Changing Environmental Conditions

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

- on Lagoon Ecology. En: Gönenç, I.E. & Wolflin, J.P. (Eds.), Coastal Lagoons: Ecosystem Processes and Modeling for Sustainable Use and Development. CRC Press, Boca Ratón, Florida: 193-229.
- García Pintado, J.; Barberá, G.; Martínez-Mena, M.; Albaladejo, J.; Erena, M.; Castillo, V. 2009. Caracterización y evaluación de fuentes antrópicas de nutrientes transportados por la rambla del Albuñón hacia el Mar Menor. In Cabezas & Senent (Eds): Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico. Fundación Cluster-Instituto Euromediterráneo del agua. pp. 167-206.
- García Sánchez, Marta, 2015. Ecological and functional responses of marine benthic macrophytes in the face of environmental stress: Assessing vulnerability and acclimation capacity. Tesis doctoral. Facultad de Biología, Universidad de Murcia. (Directoras: Dras. Concepción Marcos, Isabel María Pérez y Nathalie Korbee).
- García, B. 1996. Estudio sobre niveles y efectos del tributilo de estaño en la laguna costera del Mar Menor. JACUMAR. <http://www.magrama.gob.es/es/pesca/temas/acuicultura/>
- García, G., y Muñoz-Vera, A. (2015). Characterization and evolution of the sediments of a Mediterranean coastal lagoon located next to a former mining area. Marine pollution bulletin, 100(1), 249-263.
- García-García, C., 2004. Impacto y riesgo medioambiental en los residuos minerometalúrgicos de la Sierra de Cartagena-La Unión, Ph.D. Thesis. Universidad Politécnica de Cartagena, Cartagena, Spain.
- García-Lacunza A (2009). Biología de peces bentónicos residentes en la laguna del Mar Menor (Murcia, España): el caso de *Salarias pavo* (Risso, 1810). Trabajo Fin de Máster. Universidad de Murcia. Dirección: FJ Oliva Paterna y M Torralva.
- García-Sánchez, M., Korbee, N., Pérez-Ruzafa, I.M., Marcos, C., Domínguez, B., Figueroa, FL. & Pérez-Ruzafa, A., 2013. Physiological response and photoacclimation capacity of *Caulerpa prolifera* (Forsskål) J.V. Lamouroux and *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson meadows in the Mar Menor lagoon (SE Spain). Marine Environmental Research, 79: 37-47.
- García-Sánchez, M., Korbee, N., Pérez-Ruzafa, I.M., Marcos, C., López-Figueroa, F. & Pérez-Ruzafa, A., 2014. Living in a coastal lagoon environment: Photosynthetic and biochemical mechanisms of key marine macroalgae. Marine Environmental Research, 101: 8-21.
- García-Sánchez, M., Korbee, N., Pérez-Ruzafa, I.M., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, A. & López-Figueroa, F., 2011. Physiological adaptations of macrophytes key species to coastal lagoons in a climate change scenario. European Journal of Phycology, 46, SI 1: 149-150.
- García-Sánchez, M., Pérez-Ruzafa, I.M., Marcos, C. & Pérez-Ruzafa, A., 2012. Suitability of benthic macrophytes indices (EEI, E-MaQI and BENTHOS) for detecting anthropogenic pressures in a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, Spain). Ecological Indicators, 19: 48-60.
- Gascón S, X Llopart, A Ruiz-Navarro, J Compte, D Verdiell-Cubedo, D Boix, FJ Oliva-Paterna, XD Quintana, M Torralva. 2013. The effects of *Aphanius iberus* predation on an aquatic community: diel changes and the role of vegetation. Fundamentals of Applied Limnology, 182(1): 75-87.
- Ghezzi, M., De Pascalis, F., Umgieser, G., Zemly, P., Sigovini, M., Marcos, C. & Pérez-Ruzafa, A., 2015. Connectivity in three European coastal lagoons. Estuaries and Coasts, 38: 1764-1781.
- Giménez-Casaldueiro, F., Ramos-Esplá, A. A., Izquierdo Muñoz, A., Gomariz Castillo, F. J., Martínez Hernández, F. J., y González-Carrión, F. (2016). Invertebrados marinos alóctonos en el Mar Menor. En: León y Bellido (ed) Mar Menor: Una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado. Instituto Español de Oceanografía pp. 341
- Gonzalez Carrión, F. 2015. Fouling en cascos de embarcaciones deportivas en el Mar Menor y Santa Pola. Trabajo Fin de Grado. Facultad de Ciencias Universidad de Alicante.
- González-Wangüemert, M. & Pérez-Ruzafa, A., 2012. In two waters: contemporary evolution of lagoonal and marine white seabream (*Diplodus sargus*) populations. Marine Ecology - An Evolutionary Perspective, 33 (3): 337-349.
- González-Wangüemert, M., Giménez-Casaldueiro, F. & Pérez-Ruzafa, A., 2006. Genetic differentiation of *Elysia timida* (Risso, 1818) populations in the Southwest Mediterranean and Mar Menor coastal

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

- lagoon. *Biochemical Systematics and Ecology*, 34 (6): 514-527.
- González-Wangüemert, M., Giménez-Casalduero, F., & Pérez-Ruzafa, A. (2006). Genetic differentiation of *Elysia timida* (Risso, 1818) populations in the Southwest Mediterranean and Mar Menor coastal lagoon. *Biochemical Systematics and Ecology*, 34(6), 514-527.
- González-Wangüemert, M., Pérez-Ruzafa, A., Rosique, M.J. & Ortiz, A., 2004. Genetic differentiation in two cryptic species of Ostreidae, *Ostrea edulis* (Linnaeus, 1758) and *Ostreola stentina* (Payraudeau, 1826) in Mar Menor Lagoon, southwestern Mediterranean Sea. *Nautilus*, 118 (3): 103-111.
- Grall, J. Y Chauvaud, L. 2002. Marine eutrophication and benthos: the need for new approaches and concepts. *Global Change Biology*, 8 (2002), pp. 813–830
- Hernández-García, R., Muñoz, I., López-Capel, A., Marcos, C. & Pérez-Ruzafa, A., 2015. The influence of environmental variability of a coastal lagoon ecosystem on genetic diversity and structure of white seabream (*Diplodus sargus* (Linnaeus, 1758)) populations. *Marine Ecology*, 36 (4): 1144-1154.
- Jiménez-Cárceles, C. Egea, A.B. Rodríguez-Caparrós, O.A. Barbosa, M.J. Delgado, R. Ortiz, J. Álvarez-Rogel. 2006. Contents of nitrogen, ammonium, phosphorus, pesticides and heavy metals, in a salt marsh in the coast of the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Fresenius Environmental Bulletin*, 15, pp. 370–378
- Kormas, K.A., Nicoladou, A., Reizopoulou, S. 2001. Temporal variations of nutrients, chlorophyll a and particulate matter in three coastal lagoons of Amvrakikos Gulf (Ionian Sea, Greece). *Marine Ecology*, 22, pp. 201–213
- Laugier, V. Rigollet, M.L. Casabianca. 1999. Seasonal dynamics in mixed eelgrass beds, *Zostera marina* L. and *Z. noltii* Hornem., in a Mediterranean Coastal lagoon (Thau lagoon, France). *Aquatic Botany*, 63, pp. 51–69
- León, V., Moreno-González, R.; Campillo, J.A. 2016. Contaminantes orgánicos regulados y emergentes en el Mar Menor. En León, V.M y J.M. Bellido. *Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado*. Madrid, Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad. 414 p. Temas de Oceanografía, 9. ISBN 978-84-95877-55-0.
- Lloret, J; Marín, A; Marín-Guirao, L. 2008. “Is coastal lagoon eutrophication likely to be aggravated by global climate change?” *Estuarine Coastal and Shelf Science* 78(2): 403-412
- Lopez-Morell, M.A, Pedreño, A. Baños, P. 2005. Génesis y trayectorias del desarrollo turístico del entorno del Mar Menor. VIII Congreso de la Asociación Española de Historia Económica. Santiago de Compostela.
- Marambio, M., Franco, I., Purcell, J.E., Canepa, A. Guerrero, E. Fuentes, V., 2013. Aggregations of the invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in a hypersaline environment, the Mar Menor lagoon (NW Mediterranean). *Aquatic invasion* 8: 243-248
- Marcos, C., Torres, I., López-Capel, A. & Pérez-Ruzafa, A., 2015. Long term evolution of fisheries in a coastal lagoon related to changes in lagoon ecology and human pressures. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 25 (4): 689-713.
- Marín-Guirao, L., Cesar, A., Marín, A., Vita, R. 2005a. Establishing the ecological quality status of soft-bottom mining-impacted coastal water bodies in the scope of the Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 50 (2005), pp. 374–387
- Marín-Guirao, L., Cesar, A., Marín, A., Vita, R. 2005b. Valoración de la contaminación por metales en los sedimentos de la laguna costera del Mar Menor (SE de España): Distribución de metales, toxicidad, bioacumulación y estructura de las comunidades bentónicas. *Ciencias Marinas* 31: 413-428.
- Martínez Fernández, J. & M. A. Esteve Selma, 2003. El papel de las aguas subterráneas en la exportación de nutrientes de origen agrícola hacia la laguna del Mar Menor. In Fornés, J.M. & R. Llamas (eds), *Conflictos entre el desarrollo de las aguas subterráneas y la conservación de los humedales: litoral mediterráneo*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, 191–213.
- Martínez-Fernández, J.; Esteve-Selma, M.A; Martínez-Paz, J.M.; Carreño-Fructuoso, M.F.; Martínez-López,

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

- J.; Robledano, F.; Farinós, P. 2014. Trade-Offs Between Biodiversity Conservation and Nutrients Removal in Wetlands of Arid Intensive Agricultural Basins: The Mar Menor Case, Spain. En S. E. Jørgensen, N-B. Chang & F-L Xu (Eds.): Ecological Modelling and Engineering of Lakes and Wetlands. Developments in Environmental Modelling, Volume 26. pp. 275-310.
- Moreno-González, R., Campillo, J.; García, V., León, V. M. 2013. Seasonal input of regulated and emerging organic pollutants through surface watercourses to a Mediterranean coastal lagoon. *Chemosphere*, 92, 247-257.
- Moreno-Valcárcel R, M Torralva, D Verdiell-Cubedo, A Ruiz-Navarro, FJ Oliva-Paterna. 2012. Dinámica poblacional y relaciones con el hábitat de *Aphanius iberus* (Valenciennes, 1846) en un humedal con salinas en explotación. *Anales de Biología*, 34: 91-104.
- Muñoz-Vera, A. y García, G. 2016. Capítulo 12. Influencia de los residuos mineros de la Sierra minera de Cartagena- La Unión en la evolución de los sedimentos de la laguna costera Mar Menor. En Las aguas subterráneas en el Campo de Cartagena-Mar Menor. En: León y Bellido (ed) Mar Menor: Una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado. Instituto Español de Oceanografía pp. 271-290.
- Navarro, G., Jerez, S. Farinós, P., Robledano, F., Motas, M. 2010. Evaluación de la exposición a elementos inorgánicos (Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, As, Se, Cd y Pb) en cormoranes grandes (*Phalacrocorax carbo sinensis*) de la laguna costera del Mar Menor de Murcia. *Anales de Veterinaria*, 26: 97-110
- Oliva Paterna FJ (2006). *Biología y Conservación de Aphanius iberus en la Región de Murcia*. Universidad de Murcia. Dirección: M Torralva y C Fernández-Delgado.
- Oliva-Paterna FJ, A Andreu, PA Miñano, D Verdiell-Cubedo, A Caballero, A Egea, JA de Maya, A Ruiz-Navarro, M Torralva. 2003. Ictiofauna de zonas someras del Mar Menor (SE Península Ibérica): Especies con presencia de alevines y juveniles. *Anales de Biología*, 23: 206-208.
- Oliva-Paterna FJ, A Andreu, PA Miñano, D Verdiell-Cubedo, A Egea, JA de Maya, A Ruiz-Navarro, J García-Alonso, C Fernández-Delgado, M Torralva. 2006. YOY fish species richness in the littoral shallows of the mesosaline coastal lagoon (Mar Menor, Mediterranean coast of the Iberian Peninsula). *Journal of Applied Ichthyology*, 22: 235-237.
- Oliva-Paterna FJ, A Ruiz-Navarro, M Torralva, C Fernández-Delgado. 2009. Biology of the endangered cyprinodontid *Aphanius iberus* in a saline wetland (SE Iberian Peninsula). *The Italian Journal of Zoology*, 76: 316–329.
- Oliva-Paterna FJ, M Torralva, C Fernández-Delgado. 2006. Threatened fishes of the world: *Aphanius iberus* (Cuvier & Valenciennes, 1846) (Cyprinodontidae). *Environmental Biology of Fishes*, 75: 307–309.
- Oliva-Paterna FJ, M Torralva. 2008. El fartet en la Región de Murcia: biología y conservación. Consejería de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente. Dirección General del Medio Natural. Murcia.
- Oliva-Paterna FJ, PA Miñano, A Andreu, A Mellado, M Torralva. 2002. Fartet: Distribución y conservación en la Región de Murcia. *Quercus* 192.
- Oliva-Paterna FJ, Ruiz-Navarro A, M Torralva (2016). Las comunidades de peces de las zonas someras del Mar Menor y humedales adyacentes: más de 10 años de estudios. En León VM y JM Bellido (Eds). Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado. Madrid, Instituto Español de Oceanografía. 2016. Temas de Oceanografía 9.
- Oliva-Paterna FJ. 2006. *Biología y Conservación de Aphanius iberus* (Valenciennes, 1846) en la Región de Murcia. (2006) Tesis Doctoral, Universidad de Murcia. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Murcia. Murcia. <www.tesinred.net>.
- Ortiz, A. 2011. Análisis espacio-temporal de la comunidad de aves piscívoras del Mar Menor. Proyecto final MAGEM. Universidad de Alicante.
- Palomo, L., Clavero, V., Izquierdo, J. J., Avilés, A., Becerra, J., & Niell, F. X. (2004). Influence of macrophytes on sediment phosphorus accumulation in a eutrophic estuary (Palmones River, Southern Spain). *Aquatic Botany*, 80(2), 103-113.

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

- Pérez-Ruzafa, A. & Marcos, C., 1987. Los sustratos arenosos y fangosos del Mar Menor (Murcia), su cubierta vegetal y su posible relación con la disminución del mújol en la laguna. Cuadernos Marisqueros Publ. Téc., 11: 111-123.
- Pérez-Ruzafa, A. & Marcos, C., 1993. La teoría del confinamiento como modelo para explicar la estructura y zonación horizontal de las comunidades bentónicas en las lagunas costeras. Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía, 11: 347-358.
- Pérez-Ruzafa, A. & Marcos, C., 2005. Pressures on Mediterranean coastal lagoons as a consequence of human activities. En: Fletcher, C. & Spencer, T. (Eds.), *Flooding and Environmental Challenges for Venice and its Lagoon: State of Knowledge*. Cambridge University Press, Cambridge: 545-555.
- Pérez-Ruzafa, A. & Marcos, C., 2008. Coastal lagoons in the context of water management in Spain and Europe. En: Gönenc, I.E., Vadineanu, A., Wolflin, J.P. & Russo, R.C. (Eds.) *Sustainable Use and Development of Watersheds*. NATO Science for Peace and Security Series. Springer: 299-321.
- Pérez-Ruzafa, A. & Marcos, C., 2012. Fisheries in coastal lagoons: An assumed but poorly researched aspect of the ecology and functioning of coastal lagoons. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 110: 15-31.
- Pérez-Ruzafa, A. & Marcos, C., 2015. Monitoring heterogeneous and quick-changing environments: coping with spatial and temporal scales of variability in coastal lagoons and transitional waters. En: Sebastiá, M.T. (Ed.), *Coastal Ecosystems. Experiences and Recommendations for Environmental Monitoring Programs*. Nova Publ., New York: 89-116.
- Pérez-Ruzafa, A. & Marcos, C., 2016. El Mar Menor como motor del cambio de paradigmas en el estudio de las lagunas costeras. En: León, V.M. & Bellido, J.M., (Eds.), *Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado*. Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad, Madrid. *Temas de Oceanografía*, 9: 31-57.
- Pérez-Ruzafa, A. J. Gilabert, J.M. Gutiérrez, A.I. Fernández, C. Marcos, S. Sabah. 2002. Evidence of a planktonic food web response to changes in nutrient input dynamics in the Mar Menor coastal lagoon, Spain. *Hydrobiologia*, 475/476, pp. 359–369
- Pérez-Ruzafa, A., A.I. Fernández, C. Marcos, J. Gilabert, J.I. Quispe-Becerra, J.A. García-Charton. 2005. Spatial and temporal variations of hydrological conditions, nutrients and chlorophyll a in a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, Spain). *Hydrobiologia*, 550, pp. 11–27
- Pérez-Ruzafa, A., Aragón, R., 2002. Implicaciones de la gestión y el uso de las aguas subterráneas en el funcionamiento de la red trófica de una laguna costera. In: Fundación Marcelino Botín, Ediciones Mundi-Prensa (Eds.), *Conflictos entre el desarrollo de las aguas subterráneas y la conservación de los humedales: litoral mediterráneo*, Madrid, pp. 215–245.
- Pérez-Ruzafa, A., Fernández, A.I., Marcos, C., Gilabert, J., Quispe, J.I. & García-Charton, J.A., 2005. Spatial and temporal variations of hydrological conditions, nutrients and chlorophyll a in a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, Spain). *Hydrobiologia*, Volume 550, Issue 1, pp 11–27
- Pérez-Ruzafa, A., García-Charton, J.A., Barcala, E. & Marcos, C., 2006. Changes in benthic fish assemblages as a consequence of coastal works in a coastal lagoon: The Mar Menor (Spain, Western Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin*, 53: 107-120.
- Pérez-Ruzafa, A., Gilabert, J., Gutiérrez, J.M., Fernández, A.I., Marcos, C. & Sabah, S., 2002. Evidence of a planktonic food web response to changes in nutrient input dynamics in the Mar Menor coastal lagoon, Spain. *Hydrobiologia*, 475/476: 359-369.
- Pérez-Ruzafa, A., Hegazi, M.I., Pérez-Ruzafa, I.M. & Marcos, C., 2008. Differences in spatial and seasonal patterns of macrophyte assemblages between a coastal lagoon and the open sea. *Marine Environmental Research*, 65: 291-314.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C. & Gilabert, J., 2005. The ecology of the Mar Menor coastal lagoon: a fast-changing ecosystem under human pressure. En: Gönenc, I.E. & Wolflin, J.P. (Eds.), *Coastal Lagoons: Ecosystem Processes and Modeling for Sustainable Use and Development*. CRC Press, Boca Ratón, Florida: 392-422.

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C. & Pérez-Ruzafa, I.M., 2009. 30 años de estudios en la laguna costera del Mar Menor: de la descripción del ecosistema a la comprensión de los procesos y la solución de los problemas ambientales. En: Instituto Euromediterráneo del Agua (Ed.), El Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico: 17-46. Fundación Instituto Euromediterráneo del Agua, Murcia.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C. & Pérez-Ruzafa, I.M., 2011. Mediterranean coastal lagoons in an ecosystem and aquatic resources management context. *Physics and Chemistry of the Earth*, 36 (5-6): 160-166.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C. & Pérez-Ruzafa, I.M., 2011. Recent advances in coastal lagoons ecology: evolving old ideas and assumptions. *Transitional Waters Bulletin*, 5 (1): 50-74.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C. & Ros, J., 1991. Environmental and Biological Changes Related to Recent Human Activities in the Mar Menor. *Marine Pollution Bulletin*, 23: 747-751.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Bernal, C.M., Quintino, V., Freitas, R., Rodrigues, A.M., García-Sánchez, M. & Pérez-Ruzafa, I.M., 2012. *Cymodocea nodosa* vs. *Caulerpa prolifera*: Causes and consequences of a long term history of interactions in macrophyte meadows in the Mar Menor coastal lagoon (Spain, southwestern Mediterranean).
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Perez Ruzafa, I.M. & Ros, J.D., 1987. Evolución de las características ambientales y de los poblamientos del Mar Menor (Murcia, SE de España). *Anales de Biología*, 12 (Biología Ambiental, 3): 53-65.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, I.M. & Pérez-Marcos, M., 2011. Coastal lagoons: “transitional ecosystems” between transitional and coastal waters. *Journal of Coastal Conservation*, 15 (3): 369-392.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, I.M. & Pérez-Marcos, M., 2013. Are coastal lagoons physically or biologically controlled ecosystems? Revisiting r vs. K strategies in coastal lagoons and estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 132: 17-33.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, I.M., Barcala, E., Hegazi, M.I. & Quispe, J., 2007. Detecting changes resulting from human pressure in a naturally quick-changing and heterogeneous environment: spatial and temporal scales of variability in coastal lagoons. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 75: 175-188.
- Pérez-Ruzafa, A., Mompeán, M.C. & Marcos, C., 2005. To what extent ecological information can be explained by geomorphological characteristics of coastal lagoons? En: Lasserre, P., Viaroli, P. & Campostrini, P. (Eds.), *Lagoons and Coastal Wetlands in the Global Change Context: Impacts and Management Issues*. ICAM Dossier Nº 3, UNESCO: 62-69.
- Pérez-Ruzafa, A., Mompeán, M.C. & Marcos, C., 2007. Hydrographic, geomorphologic and fish assemblage relationships in coastal lagoons. *Hydrobiologia*, 577: 107-125.
- Pérez-Ruzafa, A., Navarro, S., Barba, A., Marcos, C., Camara, M.A., Salas, F. & Gutierrez, J.M., 2000. Presence of pesticides throughout trophic compartments of the food web in the Mar Menor lagoon (SE of Spain). *Marine Pollution Bulletin*, 40 (2): 140-151.
- Pérez-Ruzafa, A., Perez Ruzafa, I.M., Marcos, C. & Ros, J.D., 1988. Cartografía bionómica del poblamiento bentónico de las islas del Mar Menor, I: islas Perdiguera y del Barón. *Oecologia aquatica*, 9: 27-40.
- Pérez-Ruzafa, A., Quispe-Becerra, J.I., García-Charton, J.A. & Marcos, C., 2004. Composition, structure and distribution of the ichthyoplankton in a Mediterranean coastal lagoon. *Journal of Fish Biology*. Volume 64, Issue 1, January 2004, Pages 202–21
- Pérez-Ruzafa, A., Ros, J.D., Marcos, C., Perez Ruzafa, I.M. & Ballester, R., 1989. Distribution and biomass of the macrophyte beds in a hypersaline coastal lagoon (the Mar Menor, SE Spain) and its recent evolution following major environmental changes. En: Boudouresque, Ch.-F., Meinesz, A., Fresi, E. & Gravez, V. (Eds.), *International Workshop on Posidonia Beds 2*. G.I.S. Posidonie Publisher, Marseille: 49-62.
- Pérez-Ruzafa, C. Marcos-Diego, D. Ros. 1991. Environmental and biological changes related to recent human activities in the Mar Menor (SE of Spain). *Marine Pollution Bulletin*, 23, pp. 747–751

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

- Prieto, L., Astorga, D., Navarro, G., Ruiz, J., 2010. Environmental control of phase transition and polyp survival of a massive-outbreaker jellyfish. PLoS ONE 5 (11), 1-10.
- Quintino, V., Freitas, R., Mamede, R., Ricardo, F., Rodrigues, A.M., Mota, J., Pérez-Ruzafa A. & Marcos, C., 2010. Remote sensing of underwater vegetation using single-beam acoustics. ICES Journal of Marine Science, 67: 594-605.
- Quispe Becerra, Jhoni Ismael, 2014. Dinámica espacio-temporal del ictioplancton del Mar Menor (SE España) y factores ambientales asociados. Tesis doctoral. Facultad de Biología, Universidad de Murcia. (Directores: Dres. Angel Pérez-Ruzafa y Concepción Marcos).
- Robledano F, Calvo JF, Hernández V (coords.) & Aledo E (dir.). 2006. Libro Rojo de los vertebrados de la Región de Murcia. Murcia: Consejería de Industria y Medio Ambiente de la Región de Murcia.
- Robledano, F., Esteve, M.A., Martínez-Fernández, J., Farinos, P. 2011. Determinants of wintering waterbird changes in a Mediterranean coastal lagoon affected by eutrophication. Ecological Indicators 11. 395-406.
- Roman, S., Pérez-Ruzafa, A. & López, E., 2009. First record in the Western Mediterranean Sea of *Branchiomma boholense* (Grube, 1878) (Polychaeta: Sabellidae), an alien species of Indo-Pacific origin. Cahiers de Biologie Marine, 50 (3): 241-250.
- Ros, J.D., Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C. & Perez Ruzafa, I.M., 1987. Resultados preliminares en el estudio del bentos del Mar Menor. Cuadernos Marisqueros Publ. Téc., 11: 305-321.
- Ruiz Navarro A (2006). Estrategia de crecimiento de *Aphanius iberus* (Valeciennes, 1846) en las Salinas de Marchamalo (Región de Murcia, SE Península ibérica). Dirección: FJ Oliva Paterna y M Torralva.
- Ruiz-Navarro, FJ Oliva-Paterna, M Torralva. 2013. Trophic overlap between cohabiting populations of invasive mosquitofish and an endangered toothcarp at changing salinity conditions. Aquatic Biology, 19:1-11.
- Salas Herrero, Fuensanta, 2002. Valoración y aplicabilidad de los índices e indicadores biológicos de contaminación orgánica en la gestión del medio marino. Tesis doctoral. Facultad de Biología, Universidad de Murcia. (Directores: Dres. Ángel Pérez-Ruzafa y Concepción Marcos).
- Salas, F., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, A. & Marques, J.C., 2005. Application of the exergy index as ecological indicator of organically enrichment areas in the Mar Menor lagoon (south-eastern Spain). Energy, 30: 2505-2522.
- Salas, F., Teixeira, H., Marcos, C., Marques, J.C. & Pérez-Ruzafa, A., 2008. Applicability of the trophic index TRIX in two transitional ecosystems: The Mar Menor lagoon (Spain) and the Mondego estuary (Portugal). ICES Journal of Marine Science, 65: 1442-1448.
- Sanchiz, C., García-Carrascosa, A.M., Pastor, A. 2000. Heavy metal contents in soft-bottom marine macrophytes and sediments along the mediterranean coast of Spain. Marine Ecology, 21 (1), pp. 1-16
- Serrano, J.F.; Sironi, J.S. 2009. Cuantificación y evolución de la carga contaminante de nutrientes y plaguicidas en aguas del Mar Menor y su relación con los aportes hídricos de la Rambla del Albuñón y otros aportes subterráneos. In Cabezas & Senent (Eds): Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico. Fundación Cluster-Instituto Euromediterráneo del agua. pp. 245-284.
- Sfriso, A., Marcomini, A., & Pavoni, B. (1987). Relationships between macroalgal biomass and nutrient concentrations in a hypertrophic area of the Venice Lagoon. Marine Environmental Research, 22(4), 297-312.
- Simonneau, J. 1973. Mar Menor evolution sedimentologique récente du remplissage. PhD. Thesis, Université de Toulouse. 172 pp.
- Terrados, J. y Ros, J.D. 1991. Production dynamics in a macrophyte-dominated ecosystem: The Mar Menor coastal lagoon (SE Spain), Oecologia aquatica 10: 255.
- Torralva M, FJ Oliva-Paterna. 2002. Problemática de los Ciprinodóntidos en el sureste peninsular: Criterios y estrategias para su conservación. En: Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España.

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

Dirección General de Conservación de la Naturaleza y Museo Nacional de Ciencias Naturales. 313-320.

- Valiela, I, J. McClelland, J. Hauxwell, P.J. Behr, D. Hersh, K. Foreman. 1997. Macroalgal blooms in shallow estuaries: control and ecophysiological and ecosystem consequences. *Limnology and Oceanography*, 42 (1997), pp. 1105–1118
- Velasco, J.; Lloret, J.; Millan, A.; Marin, A.; Barahona, J.; Abellán, P.; Sánchez-Fernández, D. 2006. Nutrient and particulate inputs into the Mar Menor lagoon (SE Spain) from an intensive agricultural watershed. *Water, Air and Soil Pollution*, 176: 37-56.
- Verdiell D (2006). Dinámica espacio-temporal de la familia Mugilidae en las áreas someras del mar menor (SE Península Ibérica): estados alevines y juveniles. Dirección: FJ Oliva Paterna y M Torralva.
- Verdiell D (2009). Ictiofauna de las zonas someras del Mar Menor: parámetros de su biología y relaciones con el hábitat. Universidad de Murcia. Dirección: FJ Oliva Paterna y M Torralva.
- Verdiell D, A Egea, FJ Oliva-Paterna, M Torralva. 2007. Biología trófica de los juveniles de Mugílidos (Pisces: Mugilidae) en la laguna costera del Mar Menor (SE Península Ibérica). *Limnetica*, 26(1): 67-73.
- Verdiell D, FJ Oliva-Paterna, A Andreu, M Torralva. 2007. Characterisation of the nursery areas for YOY Sparidae fish species in a Mediterranean coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *Anales de Biología*, 29: 3-11.
- Verdiell D, FJ Oliva-Paterna, A Egea, M Torralva. 2008. Population biology and habitat associations of benthic fish species in the shallow areas of the mediterranean coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *Scientia Marina*, 72 (2): 319-328.
- Verdiell D, FJ Oliva-Paterna, M Torralva. 2007. Fish assemblages associated with *Cymodocea nodosa* and *Caulerpa prolifera* meadows in the shallow areas of the Mar Menor coastal lagoon. *Limnetica*, 26(2): 341-350.
- Verdiell D, M Torralva, FJ Oliva-Paterna, A Andreu, FJ Oliva-Paterna. 2012b. Effects of shoreline urban modification on habitat structure and fish community in littoral areas of a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, Spain). *Wetlands*, 32: 631-641.
- Verdiell-Cubedo D, A Ruiz-Navarro, M Torralva, R Moreno-Valcárcel, FJ Oliva-Paterna. 2014. Habitat use of an endangered cyprinodontid fish in a saline wetland of the Iberian Peninsula (SW Mediterranean Sea). *Mediterranean Marine Science*, 15(1): 27-36.
- Verdiell-Cubedo D, FJ Oliva-Paterna, A Ruiz-Navarro, M Torralva. 2013. Assessing the nursery role for marine fish species in a hypersaline coastal lagoon (Mar Menor, Mediterranean Sea). *Marine Biology Research*, 9(8): 739-748.
- Verdiell-Cubedo D, FJ Oliva-Paterna, M Torralva. 2006. Condition of *Gobius cobitis* (Pallas, 1811) juveniles in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula): Effects of inter- and intraspecific fish competition. *Scientia Marina* 70(2): 303-310
- Verdiell-Cubedo D, FJ Oliva-Paterna, M Torralva. 2006. Condition of *Salarias pavo* in the Mar Menor coastal lagoon (SE Peninsula Iberica): potential influence of environmental variables on juveniles. *Journal of Applied Ichthyology* 22: 407-413
- Verdiell-Cubedo D, FJ Oliva-Paterna, M Torralva. 2006. Length-weight relationships for 23 species of the Mar Menor coastal lagoon (western Mediterranean Sea). *Journal of Applied Ichthyology* 22: 293-294.
- Verdiell-Cubedo D, FJ Oliva-Paterna, M Torralva. 2007. The effects of competitors on fitness of marbled goby *Pomatoschistus marmoratus* (Pisces: Gobiidae) in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *The Italian Journal of Zoology*, 74(2): 169-17.
- Verdiell-Cubedo D, M Torralva, A Ruiz-Navarro, FJ Oliva-Paterna. 2012a. Fish assemblages in different littoral habitat types of a hypersaline coastal lagoon (Mar Menor, Mediterranean Sea). *The Italian Journal of Zoology*, 80 (1):104-116.
- Vergara Chen, Carlos Adrián, 2011. Diversidad genética, selección y procesos de adaptación en la fauna de



Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

la laguna costera del Mar Menor (SE de España). Tesis doctoral. Facultad de Biología, Universidad de Murcia. (Directores: Dres. Ángel Pérez-Ruzafa, Concepción Marcos y Mercedes González-Wangüemert).

- Vergara-Chen, C., González-Wangüemert, M., Marcos, C. & Pérez-Ruzafa, A., 2009. High gene flow promotes the genetic homogeneity of the fish goby *Pomatoschistus marmoratus* (Risso, 1810) from Mar Menor coastal lagoon and adjacent marine waters (Spain). *Marine Ecology – An Evolutionary Perspective*, 31 (2): 270-275.
- Vergara-Chen, C., González-Wangüemert, M., Marcos, C. & Pérez-Ruzafa, A., 2010. Genetic diversity and connectivity remain high in *Holothuria polii* (Delle Chiaje 1823) across a coastal lagoon-open environmental gradient. *Genetica*, 138: 895-906.
- Vergara-Chen, C., González-Wangüemert, M., Marcos, C. & Pérez-Ruzafa, A., 2013. Small-scale genetic structure of *Cerastoderma glaucum* in a lagoonal environment: potential significance of habitat discontinuity and unstable population dynamics. *Journal of Molluscan Studies*, 79: 230-240.



Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

3. Oceanografía física y química

Autores del Informe:

Álvarez Rogel, José
García Alonso, Carlos
Gilabert Cervera, Francisco Javier
Gómez Cerezo, Rosa
León León, Víctor Manuel
Marcos Diego, Concepción
Pérez Ruzafa, Ángel

Miembros del Grupo de Trabajo "Oceanografía física y química":

Álvarez Rogel, José (UPCT)
Faz Cano, Ángel (UPCT)
García Alonso, Carlos (D.G. Calidad y Evaluación Ambiental - CARM)
Gilabert Cervera, Francisco Javier (UPCT)
Gómez Cerezo, Rosa (UMU)
León León, Víctor Manuel (IEO)
Marcos Diego, Concepción (UMU)
María Dolores Pedrero, Emilio (D.G. Agricultura, Ganadería, Pesca y Agricultura - CARM)
Martínez Sánchez, María José (UMU)
Mora Navarro, José (D.G. Calidad Ambiental - CARM)
Ruiz Fernández, Juan Manuel (IEO)

Coordinador OISMA del Grupo de Trabajo

Martínez Soria, José Antonio

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

1. Describir el estado del conocimiento

a) Hidrodinámica lagunar

Entre los años 2010 y 2013 se fondearon un total de 6 perfiladores de corriente (ADCP) y 6 sensores de presión, repartidos entre en los tres canales de comunicación, la laguna y el Mediterráneo adyacente. Esto ha permitido conocer la hidrodinámica lagunar, así como calibrar y validar el modelo hidrodinámico ROMS para el Mar Menor. La elección de este modelo para realizar las simulaciones en la laguna fue realizada posteriormente al análisis de los modelos existentes en la actualidad, siendo éste el más acorde con los objetivos establecidos.

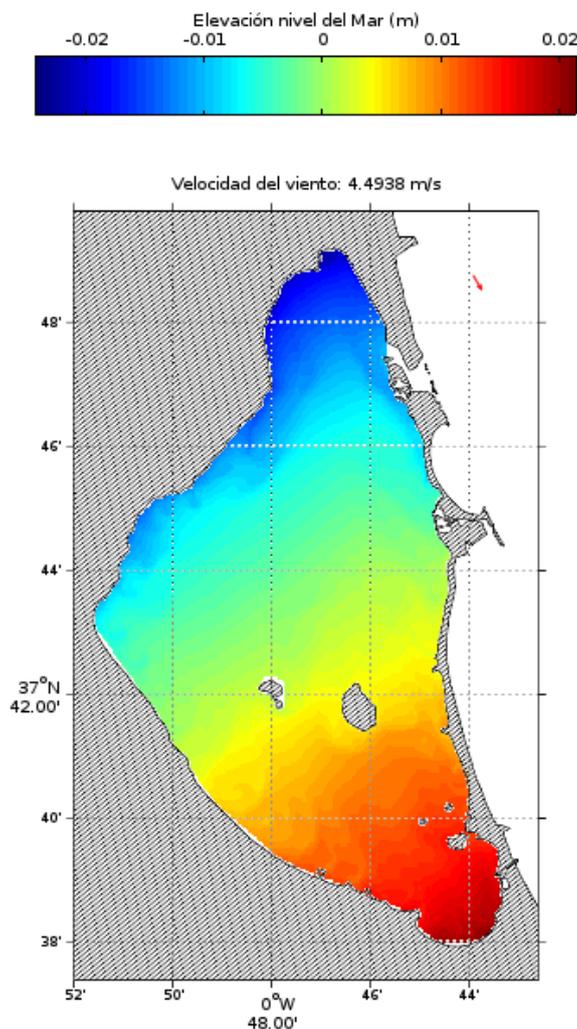
Los datos analizados muestran un sistema de corrientes en el Mar Menor dominado por el estrés de viento en la que la columna de agua se desplaza en el mismo sentido (Spigel & Imberger 1980) durante el inicio del periodo de vientos. Este efecto produce un aumento del nivel del mar en la zona de la costa hacia la que sopla el viento y una disminución en el lado de procedencia. Esta diferencia de nivel, pudiendo alcanzar los 6 cm, es la responsable de la aparición de un gradiente de presión en la dirección del viento, produciendo un flujo barotrópico de retorno por el fondo (Chubarenko & Koutitonsky 2005). En los eventos de viento cuya intensidad presenta valores elevados la transferencia de momento por estrés de viento puede compensar el gradiente de presión barotrópica, dándose durante un periodo de tiempo una homogeneidad vertical en la dirección de la corriente.

La influencia de las variaciones batimétricas del fondo, y el balance entre el estrés de viento, la presión barotrópica y el estrés de fondo, tiene como resultado una distribución horizontal heterogénea de las corrientes (Jia & Li 2012), presentando habitualmente corrientes en la dirección del viento en las zonas cercanas a la costa y en dirección contraria en el centro de la laguna.

En las zonas costeras donde se presentan gradientes horizontales de corrientes, cómo en el caso del Mar Menor, la influencia de la transferencia lateral de momento tiene una importancia mayor que en mar abierto (Colbo 2006). El estrés lateral generado por esta variación horizontal de la corriente, tanto en intensidad cómo en dirección, es el responsable de la formación de pequeños giros (< 5 Km) (Mancero-Mosquera 2013), presentando una gran variabilidad espacial y temporal en función de la dirección e intensidad del viento.

Con excepción de aquellas zonas influenciadas por la entrada de agua del Mediterráneo, cuyo efecto se limita a la capa más superficial, el Mar Menor presenta una distribución vertical de la densidad homogénea. Esto se traduce en una escasa influencia de las corrientes baroclínicas sobre los patrones de circulación de la laguna. Así mismo, los datos resultantes de los análisis armónicos realizados sobre los datos de corrientes muestran una influencia máxima de la marea sobre la circulación lagunar de un 4%, siendo por tanto una influencia muy limitada. De este modo, las corrientes en la laguna pueden expresarse cómo el balance entre el estrés de viento, la presión barotrópica, estrés de fondo y estrés lateral.

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor



En el Mar Menor se pueden diferenciar claramente tres corrientes que denominaremos a partir de su ubicación: corriente de La Manga, corriente de San Javier y corriente de Los Urrutias, correspondiendo a cada una de las 3 vertientes del Mar Menor. Estas corrientes discurren en la misma dirección del viento, acomodándose al perfil de la costa. Tal y como se ha comentado, la acumulación de agua producida hacia dónde sopla el viento produce una corriente que discurre por la parte central de la laguna y que hemos denominado corriente central, siendo su dirección contraria a la del viento. El rozamiento de la corriente central con las corrientes de La Manga, San Javier y Los Urrutias, y el efecto de la batimetría es el responsable de la aparición de diferentes giros en ambas cubetas, siendo el de mayor tamaño y estabilidad espacial y temporal el que se sitúa en la cubeta norte.

Otro de los fenómenos detectados en el Mar Menor y ya referidos para otras lagunas en la bibliografía, son las ondas estacionarias denominadas seiche. Cualquier perturbación repentina en el nivel de mar como cambios bruscos en la presión atmosférica o vientos de alta intensidad se propagará en la laguna en la forma de seiche (Niedda & Greppi 2007). En el Mar Menor el periodo registrado para estos seiche oscila entre 1 y 2 horas.

Los datos registrados en los canales muestran un hidrodinamismo dominado por tres forzantes

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

principalmente: el viento, los cambios de presión atmosférica y las mareas. La importancia de cada uno de los forzantes varía considerablemente según la morfología y batimetría de cada canal, de forma que la importancia de la marea en el Estacio es destacable, mientras que para Marchamalo esta puede ser prácticamente descartada cómo un factor regulador del intercambio de agua.

b) Procesos de la columna de agua y su dinámica de nutrientes y metales pesados

Aportes continentales a la laguna (columna de agua). Se han realizado diversos estudios sobre la entrada de nutrientes y contaminantes orgánicos (Velasco *et al.*, 2006; García-Pintado *et al.*, 2007; León *et al.*, 2015; Moreno-González *et al.*, 2017) a través de la rambla del Albuñón a lo largo de las últimas décadas, incluyendo episodios de riadas. Esto ha evidenciado que la entrada de nutrientes se produce en mayor medida con los flujos regulares que durante las riadas (García-Pintado *et al.*, 2007; García-Pintado *et al.*, 2009), sin embargo en el caso de los contaminantes orgánicos en muchos casos la entrada es muy superior durante las riadas que en el resto del año (León *et al.*, 2015). La rambla del Albuñón es una vía especialmente relevante de entrada de contaminantes a la laguna y está siendo monitorizada y sobre ella se centrarán las principales acciones paliativas. También se ha evidenciado en algunos estudios que se producen entradas de metales traza a través de las cuencas del sur, especialmente durante las riadas y contaminantes orgánicos por deposición atmosférica.

Como consecuencia de la disponibilidad de nutrientes en la laguna se produce la proliferación de fitoplancton, y también de sus principales predadores (zooplancton) alterando la biodiversidad y condiciones del medio (transparencia, irradiancia, etc.). Este proceso ha sido amortiguado durante años en la laguna gracias a distintos elementos como la proliferación masiva de medusas que contribuía a retirar el plancton de la columna de agua o la expansión del alga *Caulerpa prolifera* que favorecía la deposición del material particulado y su estabilización en el fondo. Sin embargo las poblaciones de medusas y *Caulerpa* han disminuido sensiblemente en los últimos años, y hasta el momento no se han recuperado, por lo que no pueden contribuir a mejorar la transparencia de la columna de agua.

El Estado de la masa de agua del Mar Menor evaluado y valorado conforme a la Directiva Marco del Agua en el año 2015 NO ALCANZA EL ESTADO BUENO, presentando un Estado Ecológico Moderado (por moderadas concentraciones de nutrientes y moderado estado del indicador macroalgas) y un Estado Químico No Bueno (por altas concentraciones crecientes de metales pesados en sedimentos). ESTA VALORACIÓN ES ANTERIOR AL VERANO DE 2016 (episodio Bloom fitoplanctónico) estando pendiente nueva valoración a raíz de la puesta en marcha de la Red Litoral los próximos años 2017-2019.

Por parte de María José Martínez Sánchez, del Departamento de Química Agrícola de la UMU, considera necesario que se tenga en cuenta la siguiente información:

- Cuando llegan las aguas de escorrentía cargadas de sedimentos de diferente granulometría al Mar Menor, los sedimentos que aportan tienen distinto comportamiento según sea su naturaleza, con una clara diferencia entre el arco norte y arco sur en función de su mineralogía y granulometría.
- Donde existe influencia minera, o sea desde los humedales de la rambla de Miranda, rambla del Miedo, Rambla del Beal, Ponce hasta la zona la rambla de la Carrasquilla, existe la posibilidad de que llegue escasa concentración de metales pesados solubles por la rambla, que precipitan rápidamente y se insolubilizan dado el alto pH del agua del mar.

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

Pero, en la zona de la balsa de Lo Poyo, el riesgo de metales solubles es más alto.

- En el arco sur, dada la proximidad de los suelos rojos a la playa, y de los tipos de prácticas de cultivo que existen en la actualidad (anteriormente eran cultivos de secano), existe una alta posibilidad de que con las grandes escorrentías, haya un gran aporte de partículas finas al mar. En la playa quedan la arena y el limo. La arcilla flocula en parte al entrar en un medio fuertemente iónico, como es el agua salada del mar, pero la arcilla más fina queda suspendida en el agua de la laguna, en forma de nanopartículas de filosilicatos y geles amorfos (partículas menores de 0,1 micra), que contribuyen de manera muy importante a la turbidez permanente que está sufriendo el Mar Menor desde el año 2016, investigación actual en marcha por el Grupo de Contaminación de suelos de la UMU (Martínez Sánchez et al, 2016 en redacción). Dichas nanopartículas tienen gran dificultad de floculación, dada su forma laminar, su baja densidad, y se trata de coloides con muy poca carga, un potencial Z del orden de -0,1mv.
- Recientemente se han iniciado los ensayos preliminares de movilización de metales pesados de los sedimentos de la laguna y su paso a la columna de agua (Grupo de contaminación de suelos de la UMU-Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente).

c) Procesos en el sedimento y su dinámica de nutrientes y metales pesados

La concentración de nutrientes (N y P) en la columna de agua de la laguna, al igual que en cualquier otro sistema lagunar, es el resultado, fundamentalmente, del balance entre las entradas desde la cuenca (escorrentías superficiales y subsuperficiales) (producción alóctona) y de su biogénesis en la laguna (producción autóctona). Esta última tiene lugar en los sedimentos como resultado del proceso de mineralización de la materia orgánica. La materia orgánica procedente de los aportes alóctonos (material terrígeno) y mayoritariamente de la propia producción primaria de la laguna (fitoplanctónica y bentónica), termina siendo depositada en los sedimentos donde tiene lugar el reciclado de nutrientes. La liberación de éstos desde los sedimentos a la columna de agua está mediada por diversos factores físico-químicos y biológicos. La presencia o ausencia de productores primarios bentónicos (*Caulerpa prolifera*, *Cymodosea nodosa*), con un importante papel en la retención de N y P, las condiciones redox y el pH de los sedimentos, influirán de forma decisiva en el flujo de nutrientes desde los sedimentos a la columna de agua.

La reducción de la disponibilidad de luz en las zonas profundas y en los fondos (consecuencia del proceso de eutrofización), impide el crecimiento de la vegetación y con ello la oxigenación de la columna de agua, que por otra parte incrementa su déficit en oxígeno por la creciente demanda de oxígeno desde los sedimentos, al incrementar su contenido en materia orgánica (consecuencia también del proceso de eutrofización). Esta situación lleva a la anoxia de los sedimentos y como consecuencia: ralentización del procesamiento de contaminantes orgánicos “retenidos en los sedimentos” e incluso su movilización; formación de compuestos tóxicos para la flora y fauna (amonio, ácido sulfhídrico, metano..) y su liberación a la columna de agua, donde el amonio puede ser transformado a nitrato en la zona superficial, más oxigenada; liberación de P desde los sedimentos. En general, un incremento del flujo de nutrientes desde el sedimento a la columna de agua, que junto con la menor retención de los mismos por la ausencia de vegetación (y/o biofilm) bentónico, puede conducir a un incremento notable de su concentración en el agua.

La anoxia de los sedimentos y los cambios de pH de igual forma, puede llevar a la movilización de los metales retenidos en el sedimento y que entran a la laguna procedentes de los suelos contaminados por la minería.

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

d) Interacción agua-sedimento

La deposición del material particulado en el sedimento desde la columna de agua constituye la principal transferencia en este tipo de sistemas. Esta deposición puede producirse para dos tipos de material en suspensión: de origen terrígeno que accede a la laguna durante los episodios de lluvias torrenciales y el material particulado generado en la propia columna de agua por los organismos que allí habitan. Este último es especialmente relevante en un sistema eutrófico como el Mar Menor, ya que hay una elevada producción primaria (fitoplancton, algas y fanerógamas) que puede transferirse al sedimento cuando se generan residuos o se descompone parte de estos materiales.

La sedimentación de este material se produce preferentemente en zonas de bajo hidrodinamismo y puede estar favorecido por la presencia de algas/fanerógamas en el fondo. Además, la acción de organismos filtradores (bivalvos, plancton, medusas, etc.) puede contribuir también a la retirada del material en suspensión. En el Mar Menor ha sido clave hasta ahora el papel de algas como *Caulerpa prolifera* y las medusas en la retirada de material en suspensión de la columna de agua, contribuyendo a su transparencia y permitiendo el desarrollo de otras muchas especies en dichas condiciones. Evidentemente la deposición de material en suspensión es un proceso reversible, más en un sistema somero como el Mar Menor por la acción de viento y el hidrodinamismo que genera (oleaje, corrientes, etc.), tal y como se evidencia la resuspensión de los materiales más finos especialmente después de las riadas.

Sedimentos del Mar Menor tienen cada vez mayores contenidos de materia orgánica y son de granulometría más fina. El aporte continuo de restos vegetales, del plancton y otros organismos al sedimento de la laguna ha conducido a que éstos tengan niveles muy altos de materia orgánica, superando en algunas zonas el 20% de carbono orgánico total (León *et al.*, 2015; Traverso-Soto *et al.*, 2015) y se amplíen en gran medida las zonas de fango. Los altos contenidos de materia orgánica conducen a sedimentos eminentemente anóxicos, situación que ralentiza la degradación de muchos compuestos, incluidos los contaminantes orgánicos, aumentando por tanto su persistencia.

Transferencia de la carga contaminante asociada a la fracción sólida al sedimento. El sedimento actúa como trampa de parte de la contaminación que accede a la laguna, ya que recibe el exceso no reutilizado de nutrientes asociados a la materia orgánica así como los metales traza (Marín-Guirao *et al.*, 2005 entre otros) y contaminantes orgánicos (León *et al.*, 2013, 2015; Moreno-González *et al.*, 2017) adsorbidos o contenidos en el material en suspensión. En el caso de los metales y los contaminantes orgánicos hidrofóbicos tienden a transferirse a la fracción particulada (inerte o via), especialmente cuando presenta una gran superficie específica (granulometría fina) y un elevado contenido en materia orgánica. Por ello los sedimentos albergan altas concentraciones de contaminantes persistentes (León *et al.*, 2013, 2015; Moreno-González *et al.*, 2017), que pueden retornar a la columna de agua cuando se produce la resuspensión del sedimento (natural o por el hombre), un cambio en las condiciones fisicoquímicas del mismo (pH, potencial redox,...) o se transfieren a los organismos que allí habitan.

Regeneración bentónica. La degradación de la materia orgánica continúa en el sedimento, inicialmente por degradación aeróbica hasta que consume el oxígeno, y sucesivamente mediante otros procesos según los agentes oxidantes (nitratorreducción-desnitrificación, reducción óxidos de Fe y Mn; sulfatorreducción y metanogénesis). El consumo de oxígeno del sedimento y su demanda para continuar los procesos de degradación puede conducir a la reducción de la concentración en la columna de agua, especialmente en sistemas de bajo hidrodinamismo como el Mar Menor. Este consumo de oxígeno de la capa de agua que está en contacto con el sedimento puede ser

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

especialmente acusado durante la noche (al no haber producción de oxígeno) y cuando la cinética de los procesos metabólicos es más rápida (por ejemplo a altas temperaturas, como ocurre en verano). Como consecuencia de esta descomposición de la materia orgánica se pueden liberar de N, P y otros elementos a la columna de agua (regeneración bentónica), contribuyendo al proceso de eutrofización que tiene lugar en ella. En todo ello tiene también relevante la presencia de vegetación y otros organismos que puede contribuir a modificar las condiciones del sedimento y por tanto los procesos que en ella tienen lugar.

El papel que están jugando los sedimentos en los ciclos de nutrientes en el Mar Menor se desconoce y tampoco hay referencias previas a la eutrofización generalizada que está teniendo lugar en estos momentos.

2. Identificar y tipificar los impactos que recibe la laguna

a) Hidrodinámica lagunar.

La modificación de la línea de costa mediante estructuras costeras (ie: diques, puertos) o el transporte de sedimentos (creación de tómbolos, etc.) produce una importante variación sobre la hidrodinámica local.

Las variaciones en la batimetría de los canales producen importantes variaciones sobre la tasa de intercambio entre el Mar Menor y el Mediterráneo.

Los cambios en la vegetación de fondo suponen un cambio en el estrés de rozamientos de las corrientes con el fondo, que influye considerablemente en las zonas más someras. Estas variaciones, en el caso de los canales, podrían suponer una variación en la tasa de intercambio de agua.

La modificación de la sección atravesada de alguno o varios de los canales supondría una modificación en el intercambio de los otros canales.

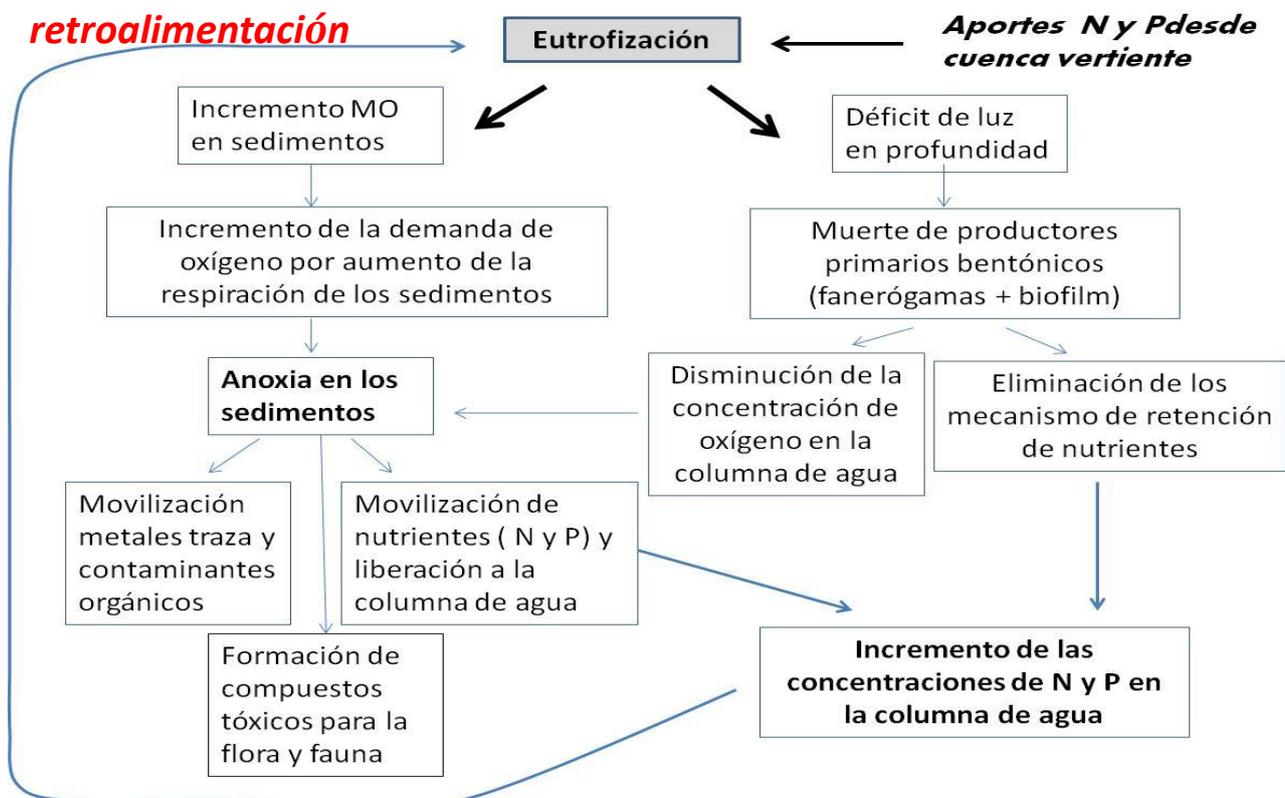
b) Procesos de la columna de agua y su dinámica de nutrientes y metales pesados. La entrada de nitratos, fosfatos y otros elementos por escorrentías superficiales, aguas subterráneas y vertidos directos a la laguna favorece la proliferación.

La entrada de nitratos, fosfatos y otros elementos por escorrentías superficiales, aguas subterráneas y vertidos directos a la laguna favorece la proliferación.

Riesgo de la masa de agua Mar Menor de No Cumplir el Buen estado conforme a la Directiva Marco del Agua: RIESGO SEGURO, con alto grado de Presión y un Impacto Comprobado. Estudio de Presiones e Impactos (IMPRESS) en base al art.5 de la Directiva Marco del Agua. Está pendiente de actualizar este estudio en el año 2017 como parte del Contrato para ejecutar el Servicio de Seguimiento y Control del estado de las masas de agua 2017-2019.

c) Procesos en el sedimento y su dinámica de nutrientes y metales pesados.

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor



En sedimentos anóxicos los metales se encontrarán sobre todo en forma insoluble, como sulfuros metálicos, entre ellos la pirita (FeS_2). La liberación se produce cuando estos sulfuros se reoxidan a sulfatos. En el caso particular de la pirita, su oxidación puede provocar bajadas de pH en medios no tamponados lo que facilita, a su vez, la solubilidad de los metales que se están liberando.

d) Interacción agua-sedimento.

- Los aportes de nutrientes a la laguna favorecen la proliferación de plancton y por tanto la transferencia de materia orgánica (incluido el N orgánico) al sedimento por la deposición de los restos de organismos.
- La acumulación de materia orgánica en los sedimentos conduce al consumo de oxígeno en esta matriz, pasando de sedimentos aeróbicos a anaeróbicos, lo que ralentiza los procesos de degradación de muchos compuestos, incluyendo contaminantes orgánicos. Esto favorece la persistencia de contaminantes como los pesticidas organoclorados en los sedimentos del Mar Menor 30 años después de su prohibición.
- Los procesos metabólicos en sedimentos anóxicos pueden reducir también la concentración de oxígeno en la capa de agua sobrenadante y afectar a las especies que allí habitan, particularmente en condiciones de estancamiento y altas temperaturas.
- La falta de transparencia en la columna de agua como consecuencia de la masiva eutrofización impide el desarrollo de algas y fanerógamas en los fondos a partir de determinada profundidad. Esta falta de cobertura vegetal favorece la resuspensión del sedimento, contribuyendo así a reducir

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

la transparencia tanto por la materia en suspensión como por los nutrientes que aporta al sistema. Además esta pérdida de vegetación supone que muchas especies no cuentan con refugio o zonas de cría adecuadas, afectando consecuentemente a todo el ecosistema y a los recursos pesqueros.

- Las actividades humanas que tienen lugar en el Mar Menor y su entorno aportan contaminantes orgánicos de distinto tipo a la laguna: metales traza de la minería abandonada, pesticidas de los tratamientos agrícolas y urbanos, hidrocarburos del transporte y la industria, detergentes de uso doméstico e industrial, fármacos y cosméticos de diferentes usos, etc. Muchos de estos contaminantes orgánicos (pesticidas, hidrocarburos, etc) e inorgánicos (metales traza) tienden a ser transferidos a la materia particulada por su afinidad o hidrofobicidad.

3. Principales lagunas de conocimiento en este campo.

a) Hidrodinámica lagunar.

Modelos hidrodinámicos. Existen varios modelos hidrodinámicos en la bibliografía, que pueden ayudar a entender la dinámica del sistema aunque sería deseable seleccionar aquél que sea más idóneo para el sistema. Para ello se requiere su validación y probablemente la consideración de algunas mejoras:

- La validación de dichos modelos utilizando datos precisos meteorológicos, de marea y de las velocidades de corriente en la columna de agua en las distintas épocas del año. Los datos aportados por las campañas oceanográficas ayudarán a calibrarlos, corregirlos si fuera necesario e identificar el más adecuado a la laguna.

- Considerar un modelo bicapa y no de columna homogénea que mejoraría la modelización al menos en las zonas profundas, tal y como ha sido sugerido en estudios previos.

- Actualización de las vías de entrada de aguas a la laguna desde el acuífero (no únicamente la entrada superficial desde la rambla del Albujón). Se debe incluir la entrada difusa en el perímetro lagunar, que se produce de forma preferente en las desembocaduras de algunas ramblas. Para ello es necesario disponer de estimas reales del volumen de aguas subterráneas que se descarga a la laguna, identificando los principales puntos por los que se produce.

- Mejorar el conocimiento sobre el intercambio de agua a través de Las Encañizadas.

- Falta de conocimiento de la distribución espacial del viento en la laguna.

- Ausencia de puntos de medida en continuo que permita alimentar al modelo desarrollado, mejorándose su capacidad de dar datos en tiempo real y previsiones.

- Establecer una batimetría actualizada.

- Estudiar la dinámica sedimentaria de la laguna, ya que las variaciones en la batimetría del fondo se traducen variaciones de corrientes.

- Estimaciones de la descarga de “*submarine groundwater discharge*”.

- Modelos hidrodinámicos: el modelo ROMS actualmente en funcionamiento que proporciona mapas de corrientes diarias con predicciones a 24 horas del Mar Menor online (<http://ocean.upct.es/marmenor>) tanto en superficie como en fondo se ha validado con diferentes correntímetros situados estratégicamente para tal efecto por más de 2 años. Este

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

modelo trabaja con 10 capas sigma en la vertical. El modelo ha sido calibrado con 6 correntímetros presentando bastante robustez. No obstante se puede refinar en algunas zonas.

b) Procesos de la columna de agua y su dinámica de nutrientes y metales pesados.

- Mejorar el conocimiento sobre la dinámica de los movimientos de las masas de agua en la laguna, determinando con muy alta precisión las corrientes y su posible estratificación en distintas épocas del año, así como la dinámica de intercambio de agua con el Mediterráneo. Este trabajo completaría las aproximaciones realizadas hasta el momento en esta materia, que es un conocimiento de carácter transversal a todas las disciplinas relacionadas con el funcionamiento del ecosistema lagunar y su entorno, y será además básico a la hora de dimensionar posibles actuaciones en la laguna y tomar decisiones adecuadas con una base científica correcta y precisa.

- En relación con el punto anterior es también esencial determinar los flujos de agua que acceden al Mar Menor a través de las aguas subterráneas, así como de la carga de nutrientes que transportan por esta vía. En esta línea sería importante identificar las zonas o áreas de flujos preferenciales en su perímetro.

- Con respecto a los aportes que recibe la columna de agua todavía se desconocen elementos fundamentales para estimar con precisión la entrada total de nutrientes, metales traza y contaminantes orgánicos a la laguna:

- El más importante sería determinar los aportes/descargas a través de otras ramblas y de forma difusa con las aguas subterráneas, identificando las vías preferenciales por las que producen.
- Las aguas residuales de las EDAR se están reutilizando para riego pero se desconoce el aporte adicional de nutrientes y contaminantes que supone para los acuíferos y en último término para la laguna.
- Vertidos/descargas de aguas residuales de viviendas no conectadas a las redes de saneamiento o de las propias redes de saneamiento en mal estado.
- Actividades en la propia laguna y sus alrededores (navegación, pesca, zonas de baño, etc.) que también contribuyen a la descarga de residuos y constituyen aportes directos o indirectos.

- Es necesaria una monitorización precisa y con alta resolución espacial y temporal de las características hidrográficas de la laguna que incluya cuantificación de material particulado en suspensión (orgánico e inorgánico), nutrientes disueltos (inorgánicos y orgánicos), compuestos orgánicos, pigmentos fotosintéticos, pH y el sistema tampón de carbonatos, incluyendo CO₂, isótopos estables del nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$), nitrógeno orgánico disuelto, salinidad y temperatura. En este contexto serían convenientes sistemas de monitorización en continuo mediante sensores sumergibles, especialmente de la temperatura y el oxígeno en el fondo. Para ello es necesario complementar muestreos in situ en redes de puntos con alta resolución espacial, muestreos a diferentes estratos de profundidad y datos obtenidos mediante sensores de satélite.

- Conocer las relaciones tróficas de las principales especies que habitan en la laguna, particularmente de aquéllas que puedan jugar un papel clave y significativo en la explotación del plancton de la columna de agua y, por tanto en la estructura del ecosistema y su evolución tras el

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

episodio de florecimiento. En este sentido sería necesario evaluar, por ejemplo, el papel que las medusas y otros organismos filtradores y suspensívoros (nacra, ostra, otras especies de bivalvos, balanos, etc.) juegan o pueden jugar en la retirada de plancton de la columna de agua: estado de las poblaciones en la situación actual y previsión de su dinámica poblacional.

- Los datos científicos disponibles indican que el ecosistema lagunar ha experimentado cambios muy significativos en su funcionamiento y estructura, muy alejados de su estado anterior al proceso de eutrofización actual. Esta situación dificulta la aplicación de soluciones científicas y técnicas inmediatas que permitan revertir la situación en corto plazo, entre otros factores por el desconocimiento de los posibles efectos no deseables sobre el ecosistema.

- Es necesario activar al menos los siguientes módulos en el modelo hidrodinámico:

- Oleaje.
- Transporte de sedimentos.
- Nutrientes – fitoplancton – zooplancton.
- Proliferación de fitoplancton potencialmente tóxico.

- Es necesario implementar un sistema de observación mediante sensores in situ que proporcionen información a tiempo real tanto de parámetros físicos como químicos y biológicos.

c) Procesos en el sedimento y su dinámica de nutrientes y metales pesados.

- La extremada disminución en la transparencia de la columna de agua de la laguna durante los últimos meses puede estar afectando a las poblaciones bentónicas y particularmente a los productores primarios, representados principalmente por el clorófito *Caulerpa prolifera* y la angiosperma *Cymodocea nodosa*. De acuerdo con datos propios del IEO de agosto de 2016 la luz que llega al fondo de la laguna es inferior al 4% (llega a ser inferior al 1% en algunas zonas), lo cual es crítico teniendo en cuenta que el requerimiento de luz mínimo para el crecimiento de las angiospermas marinas es del orden del 10% y que esta situación lleva prolongándose ya muchos meses (casi un año). Este hecho debe estar afectando a las angiospermas marinas, así como a otras especies, que juegan un importante papel en los ciclos biogeoquímicos del ecosistema lagunar, fijando el sedimento, asimilando nutrientes y aportando oxígeno a la columna de agua. Por otro lado, la biodiversidad y la producción pesquera de la laguna dependen en buena medida del mantenimiento de las poblaciones de vegetación bentónica.

- Es necesario realizar un estudio estratigráfico de los sedimentos de la laguna para determinar las capas de fango y materia orgánica acumuladas en la laguna, bien de forma “natural” o bien favorecidas por el crecimiento y acreción de las praderas de *Caulerpa prolifera*, así como de otros organismos. Esta capa puede constituir un depósito de nutrientes y materia orgánica (carbono) para el agua sobrenadante, que en caso de deterioro, fragmentación o desaparición de la cobertura vegetal bentónica, pueden ser de nuevo transferidos a la columna de agua potenciando los procesos de degradación y sosteniéndolos en el tiempo. Por otro lado, este depósito jugará un papel fundamental en la resiliencia del ecosistema lagunar frente a los efectos del cambio climático global.

- Básicamente se debería de testar el esquema conceptual-hipotético expuesto en la figura anterior, apartado Procesos en el sedimento y su dinámica de nutrientes y metales pesados. Para ello, junto al estudio del contenido en materia orgánica ya mencionado:

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

- Análisis de la composición química (compuestos orgánicos, inorgánicos y metales traza) de los sedimentos. Sería interesante contar con datos de zonas donde todavía hay pradera de fanerógamas y o una capa de *biofilm* bien desarrollado, de dónde no las hay para poder analizar el papel de los productores primarios en la calidad de los mismos (según esquema conceptual).
- Estimación de las tasas de flujo de nutrientes desde el sedimento hacia la columna de agua. Se debería poder hacer una estimación de lo que contribuye la dinámica interna de la laguna (mineralización de la materia orgánica y movilización desde los sedimentos) a las concentraciones de N y P en la columna de agua. Igualmente las medidas de tasas de flujos deberían incluir zonas con y sin productores primarios.
- Análisis de las tasas de desnitrificación y nitrificación en sedimentos. Incluir zonas con y sin vegetación.

Es indispensable contar con una Red de Seguimiento y Control del estado de la masa de agua del Mar Menor en base a la Directiva Marco del Agua, que permita evaluar y valorar anualmente el estado de esta masa de agua en riesgo seguro de no cumplir con el Buen Estado, tal y como propugna la Directiva Marco de Agua como Objetivo de la misma. Este seguimiento se correspondería con un programa de control operativo y debería hacerse con mayor hincapié en esta masa de agua dado que No Cumple el Buen Estado (art.6 del RD 817/2015), en cumplimiento 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. Para ello se debería dotar presupuestariamente esta Red de manera permanente evitando lagunas de información durante periodos prologados de tiempo.

d) Interacción agua-sedimento.

- En la situación actual se desconoce el papel que pueden tener algunos elementos clave (organismos filtradores, cubierta vegetal del fondo, etc.) en la retirada de material particulado vivo e inerte de la columna de agua. Sería necesario evaluar cómo pueden contribuir estos organismos clave en la mejora de la transparencia y en la recuperación del equilibrio previo del sistema.
- Dimensionar y caracterizar la regeneración bentónica del sedimento y de la fracción detrítica (procedente principalmente de la producción primaria bentónica), ya que como consecuencia de la situación actual puede estar actuando como importante fuente de retroalimentación de nutrientes a la columna de agua, con el riesgo de que conduzca a una serie de procesos cíclicos y persistentes en el tiempo que dificulten la recuperación las condiciones previas del sistema. Para ello, es necesario determinar los flujos de nutrientes entre la columna de agua y el sedimento, por ejemplo mediante el uso de cámaras bentónicas y otras metodologías complementarias.

4. Líneas de actuación que ayudarían a mitigar la situación actual en la laguna (incluyendo orden de prioridad).

Las principales líneas de actuación deben conducir a la reducción de entrada de nutrientes y otros contaminantes al Mar Menor (p.ej.: metales traza), evitando su descarga en la laguna y/o reconduciendo los efluentes, escorrentías y las aguas subterráneas a unidades de tratamiento adecuadas previas a su reutilización o descarga en el Mediterráneo. En este sentido la primera actuación, por su relevancia y efecto, debe ser:

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

- Debe asegurarse el vertido 0, entendiéndose éste como la eliminación de todas las entradas en origen antrópico en la laguna, respetando solo aquellos cursos naturales propios de los procesos ecológicos. Para ello deben realizarse actuaciones a nivel de las presiones para conseguir la recuperación de forma eficiente, sin perjuicio de otros ecosistemas.
- Prever la derivación de caudales de la Rambla de Miranda así como de cualquier otro punto de entrada de escorrentía superficial, para su tratamiento mediante filtros verdes, especialmente tras los periodos de lluvias.
- Estimación de los aportes de aguas subterráneas y su localización con el fin de controlar su potencial como fuente de entrada de nutrientes, hasta hora obviada, al Mar Menor.
- Frenar cualquier tipo de actuación en el Mar Menor (movimiento de arenas y sedimentos) cuyas consecuencias en el funcionamiento actual de la laguna son en este momento imprevisibles.
- Impulso a una Ley de Protección del Mar Menor.
- Impulso de normativa autonómica que regule los vertidos al mar, tanto en el ámbito del Mar Menor, como en el resto del litoral.

Nota

Las aportaciones realizadas por Concepción Marcos Diego y Ángel Pérez Ruzafa al Informe del Grupo de Trabajo de "Oceanografía física y química" se pueden encontrar en el Grupo de Trabajo de "Ecología Lagunar".

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

REFERENCIAS

- Arévalo, L. 1988. El Mar Menor como sistema forzado por el Mediterráneo: Control hidráulico y agentes fuerza. *Boletín Instituto Español Oceanografía*, 5(1).
- Baudron et al. 2015. Combining radon, short-lived radium isotopes and hydrodynamic. *Journal of Hydrology*, 525, 55–71.
- Belando et al. 2014. Distribución y abundancia de las praderas de macrófitos bentónicos y las poblaciones de Nacra (*Pinna nobilis*) en el Mar Menor. Informe del Instituto Español de Oceanografía y la Asociación de Naturalistas del Sureste, Murcia., 60 pp.
- Belando et al. 2014. Cartografía de la vegetación sumergida del enclave natural de las Encañizadas del Mar Menor. Instituto Español de Oceanografía (Centro Oceanográfico de Murcia) y Asociación de Naturalistas del Sureste. Murcia, 17 pp.
- Campillo et al. 2013. Impact assessment of agricultural inputs into a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, SE Spain) on transplanted clams (*Ruditapes decussatus*) by biochemical and physiological responses. *Aquatic Toxicology*, 142-143, 365-379.
- Conesa, H.M. y Jiménez, F.J. 2007. The Mar Menor lagoon (SE Spain): a singular natural ecosystem threatened by human activities. *Marine Pollution Bulletin*, 54, 839-879.
- Fenoll Serrano, J. Y Sáez Sironi, J. 2009. Cuantificación y evolución de la carga contaminante de nutrientes y plaguicidas en aguas del Mar Menor y su relación con los aportes hídricos de la Rambla del Albuñón y otros aportes subterráneos. En: *El Mar Menor: Estado Actual Del Conocimiento Científico*. FIEA Publications. Murcia, 245-284
- García Sánchez, Marta, 2015. Ecological and functional responses of marine benthic macrophytes in the face of environmental stress: Assessing vulnerability and acclimation capacity. Tesis Doctoral. Facultad de Biología, Universidad de Murcia. (Directoras: Dras. Concepción Marcos, Isabel María Pérez y Nathalie Korbee).
- García, G. y Muñoz-Vera, A. 2015. Characterization and evolution of the sediments of a Mediterranean coastal lagoon located next to a former mining area. *Marine Pollution Bulletin*, 100(1)
- García-Pintado et al. 2007. Anthropogenic nutrients sources and loads from a Mediterranean catchment into a coastal lagoon: Mar Menor, Spain. *Sci. Total Environ*, 373, 220–239.
- García-Pintado et al. 2009. Caracterización y evaluación de fuentes antrópicas de nutrientes transportados por la rambla del Albuñón hacia el Mar Menor. En: *El Mar Menor: Estado Actual Del Conocimiento Científico*. FIEA Publications. Murcia, 245-284
- García-Sánchez et al. 2011. Physiological adaptations of macrophytes key species to coastal lagoons in a climate change scenario. *European Journal of Phycology*, 46, SI 1, 149-150.
- González, J. et al. 2012. AUV Based Multi-vehicle Collaboration: Salinity Studies in Mar Menor Coastal Lagoon. *IFAC Proceedings Volumes*, 45(5), 287–292.
- Hesse et al. 2015. Comparison of Water Flows in Four European Lagoon Catchments under a Set of Future Climate Scenarios. *Water*, 7, 716-746
- Iborra, A. y Gilabert, J. 2012. SISTEMA DE MONITORIZACIÓN COSTERA PARA EL MAR MENOR CMS-463.01.08_CLUSTER. Informe. 150 pp.
- Jiménez-Martínez et al. 2016. The role of groundwater in highly human-modified hydrosystems: a review of impacts and mitigation options in the Campo de Cartagena-Mar Menor coastal plain (SE Spain). *Environmental Reviews*, 24(4), 377-392
- León et al. 2013. Interspecific comparison of polycyclic aromatic hydrocarbons and persistent organochlorines bioaccumulation in bivalves from a Mediterranean coastal lagoon. *The Science of the Total Environment*, 463-464, 975-987.

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

- León et al. 2015. Impact of flash flood events on the distribution of organic pollutants in surface sediments from a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, SE Spain). *Environmental Science and Pollution Research*, 1-17.
- Lloret et al. 2008. Is coastal lagoon eutrophication likely to be aggravated by global climate change? *Est. Coast. Shelf. Sci.* 78, 403–412.
- Lloret, J. y Marín, A. 2011. The contribution of benthic macrofauna to the nutrient filter in coastal lagoons. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 2732–2740
- López-Castejón et al. 2012. Monitoring of the water flux in the Mar Menor during the AUV2011 Experiment. In EOF 2012.
- López-Castejón, F. y Gilabert, J. 2010. Sea level fluctuations in the Mar Menor (Spain) coastal lagoon. In EOF2010.
- López-Castejón, F. y Gilabert, J. 2012. Estudio de las variaciones del nivel del mar frente a La Manga del Mar Menor en el SE Español. In Jornadas de introducción a la investigación de la UPCT, 123–125.
- López-Castejón, F. y Gilabert, J. 2012. Time series analysis for tide-surge overlapping. A critical analysis to understand the water exchange of a non-tidal coastal lagoon in the SW Mediterranean Sea. In Time-series analysis in marine science and applications for industry, 21.
- Luis-Arévalo et al. 2010. El Mar Menor: Procesos Físico/Oceanográficos. Instituto Español de Oceanografía
- María-Cervantes et al. 2009. As, Cd, Cu, Mn, Pb, and Zn Contents in Sediments and Mollusks (*Hexaplex trunculus* and *Tapes decussatus*) from Coastal Zones of a Mediterranean Lagoon (Mar Menor, SE Spain) Affected by Mining Wastes. *Water Air Soil Pollut.* 200, 289-304.
- Marín-Guirao et al. 2005. Valoración de la contaminación por metales en los sedimentos de la laguna costera del Mar Menor (SE de España): Distribución de metales, toxicidad, bioacumulación y estructura de las comunidades bentónica. *Ciencias Marinas*, 31(2), 413–428
- Marín-Guirao et al. 2008. Carbon and nitrogen stable isotopes and metal concentration in food webs from a mining-impacted coastal lagoon. *Science of Total Environment*, 393, 118–130.
- Martínez Fernández, J. y Esteve Selma, M. A. 2008. Estimación de la entrada de nutrientes de origen agrícola en el Mar Menor mediante un modelo dinámico. *Mediterránea, Epoca II* (17).
- Martínez-Alvarez et al. 2011. Simultaneous solution for water, heat and salt balances in a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 91, 250-261.
- Moreno-González et al. 2013. Influence of an intensive agricultural drainage basin on the seasonal distribution of organic pollutants in seawater from a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, SE Spain). *Marine pollution bulletin*, 77(1), 400-411.
- Moreno-González et al. 2015. Seasonal distribution of pharmaceuticals in marine water and sediment from a Mediterranean coastal lagoon (SE Spain). *Environmental Research*, 138, 326-344.
- Moreno-González, R. y León V. M. 2017. Presence and distribution of current-use pesticides in surface marine sediments from a Mediterranean coastal lagoon (SE Spain). *Environmental Science and Pollution Research*, 1-16.
- Muñoz-Vera et al. 2015. Metal bioaccumulation pattern by *Cotylorhiza tuberculata* (Cnidaria, Scyphozoa) in the Mar Menor coastal lagoon (SE Spain). *Environmental Science and Pollution Research*, 22(23), 19157–19169
- Pérez-Ruzafa et al. 2012. *Cymodocea nodosa* vs. *Caulerpa prolifera*: Causes and consequences of a long term history of interactions in macrophyte meadows in the Mar Menor coastal lagoon (Spain, southwestern Mediterranean). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 110, 101-115.
- Quispe Becerra, Jhoni Ismael, 2014. Dinámica espacio-temporal del ictioplancton del Mar Menor (SE España) y factores ambientales asociados. Tesis Doctoral. Facultad de Biología, Universidad de Murcia. (Directores: Dres. Angel Pérez-Ruzafa y Concepción Marcos).

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

- Ruiz et al. 2012. A model for temperature control of jellyfish (*Cotylorhiza tuberculata*) outbreaks: A causal analysis in a Mediterranean coastal lagoon. *Ecological Modelling*, 233 (2012), 59–69
- Salas Herrero, Fuensanta, 2002. Valoración y aplicabilidad de los índices e indicadores biológicos de contaminación orgánica en la gestión del medio marino. Tesis Doctoral. Facultad de Biología, Universidad de Murcia. (Directores: Dres. Ángel Pérez-Ruzafa y Concepción Marcos).
- Terrados, J. y Ros J. 1993. Limitación por nutrientes del crecimiento de *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson en sedimentos carbonatados en el Mar Menor, Murcia, SE de España. *Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía*, 11, 9-14.
- Terrados, J. y Ros, J.D. 1992. Growth and primary production of *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson in a Mediterranean coastal lagoon: the Mar Menor (SE Spain). *Aquatic Botany*, 1, 63-74.
- Terrados, J., y Ros, J. D. 1991. Production dynamics in a macrophyte-dominated ecosystem: the Mar Menor coastal lagoon (SE Spain). *Homage to Ramon Margalef; or, why there is such pleasure in studying nature*, 10, 255-70.
- Traverso-Soto et al. 2015. Distribution of anionic and nonionic surfactants in a sewage-impacted Mediterranean coastal lagoon: inputs and seasonal variations. *Science of the Total Environment*, 503-504, 87-96.
- Tsakovski et al. 2009. N-way modelling of sediment monitoring data from Mar Menor lagoon, Spain. *Talanta*, 80(2), 935-941.
- Tsakovski et al. 2012. Relationship between heavy metal distribution in sediment samples and their ecotoxicity by the use of the Hasse diagram technique. *Analytica Chimica Acta*, 719, 16–23
- Velasco et al. 2006. Nutrient and particulate inputs into the Mar Menor lagoon (SE Spain) from an intensive agricultural watershed. *Water, Air, Soil Pollut.* 176, 37–56.
- Vergara Chen, Carlos Adrián, 2011. Diversidad genética, selección y procesos de adaptación en la fauna de la laguna costera del Mar Menor (SE de España). Tesis Doctoral. Facultad de Biología, Universidad de Murcia. (Directores: Dres. Ángel Pérez-Ruzafa, Concepción Marcos y Mercedes González-Wangüemert).

4. Cuenca Vertiente y Humedales Litorales

Autores del Informe:

Álvarez Rogel, José
Esteve Selma, Miguel Ángel
Faz Cano, Ángel
Gómez Cerezo, Rosa
León León, Víctor Manuel
Martínez Fernández, Julia
Martínez Sánchez, María José

Compiladores del Informe:

Esteve Selma, Miguel Ángel
Martínez Fernández, Julia

Miembros del Grupo de Trabajo "Cuenca Vertiente y Humedales Litorales":

Álvarez Rogel, José (UPCT)
Caravaca Rueda, Domingo Luís (DG Ordenación del Territorio – CARM)
Esteve Selma, Miguel Ángel (UMU)
Faz Cano, Ángel (UPCT)
García Aróstegui, José Luis (IGME)
Gómez Cerezo, Rosa (UMU)
Gonzalez Barberá, Gonzalo (CEBAS-CSIC)
León León, Víctor Manuel (IEO)
Manovel García, José Luís (OISMA-CARM)
Martínez Fernández, Julia (Fundación Nueva Cultura del Agua)
Martínez Sánchez, María José (UMU)
Suarez Guillén, María Amparo (DG Transportes, Costas y Puertos – CARM)
Vicente García, José Ramón (DG Agua – CARM)

Coordinador OISMA del Grupo de Trabajo

Martínez Sánchez, José (Orthem)

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

1- Estado ambiental de la cuenca vertiente. Evolución, estado actual y causas

El Mar Menor es una zona crítica ambiental afectada, entre otros factores, por un clima árido-semiárido, lluvias torrenciales de gran intensidad, vegetación escasa, gestión del suelo inadecuada y cultivos intensivos. Existen diversos trabajos de revisión de los impactos en el Mar Menor y su entorno, que abarcan tanto aspectos del interior de la laguna como de las zonas circundantes (Véanse por ejemplo, los de Conesa y Jiménez-Cárceles, 2007 y Conesa y Schulin, 2010). A continuación se presentan sucintamente los procesos relativos a la cuenca.

Los núcleos urbanos e industriales en el entorno del Mar Menor constituyen una de las fuentes de contaminación a considerar. Puede consultarse la situación de ámbitos y sectores con especial potencial edificatorio incluidos en el Sistema de Información Urbana en la publicación "Sectorres Residenciales en España 2014", del Ministerio de Fomento (<https://www.fomento.gob.es/MFOM.CP.Web/detallepublicacion.aspx?idpub=BAW035>), el cual incluye a todos los municipios de la cuenca vertiente al Mar Menor excepto Los Alcázares. El desarrollo urbano-turístico ha dado lugar a un importante volumen de aguas residuales, parte del cual ha vertido a la laguna hasta fechas muy recientes, aportando contaminación orgánica y de nutrientes. Son necesarios estudios detallados y actualizados para caracterizar con precisión la evolución histórica y reciente y situación actual de las aguas residuales de las plantas depuradoras en relación con el grado de reutilización en usos agrarios y con su incidencia, así como el estado del saneamiento y la posible persistencia de algunas viviendas no conectadas a la red. En cualquier caso, cabe afirmar que, si bien en los últimos años las mejoras en saneamiento y depuración han reducido mucho los vertidos urbanos al Mar Menor, persisten algunos problemas ligados a deficiencias en las infraestructuras de depuración y redes de saneamiento, que se ponen de manifiesto en época estival y durante episodios de grandes lluvias, cuando la capacidad de las depuradoras queda superada o se generan roturas que ocasionan vertidos ocasionales.

La degradación física, química y biológica de los suelos de la cuenca (Martínez Sánchez y Pérez Sirvent, 2005, 2009; Mantilla, 2010) está contribuyendo a la erosión hídrica de los horizontes superficiales, arrastrando a la laguna sedimentos, nutrientes, plaguicidas, arsénico y metales pesados. Estos materiales (solubles y particulados) proceden mayoritariamente de suelos con escasa vegetación, cultivos intensivos, compactados, poco permeables. Entre las prácticas agrarias que favorecen la erosión figuran los grandes movimientos de tierra, la conversión de secanos a regadíos intensivos, prácticas de cultivo inadecuadas como el arado perpendicular a la pendiente facilitando las escorrentías hacia el Mar Menor, la compactación superficial y subsuperficial (suela de labor), la modificación o eliminación de ramblas y ramblizos, la eliminación de los bancales y de las franjas vegetales de contención de sedimentos, así como las insuficientes actuaciones de recuperación de antiguos cauces de ramblas y de la vegetación natural en la cuenca y los propios cauces.

En las zonas mineras abandonadas, que influyen en el arco sur del Mar Menor, la erosión hídrica es muy importante, no sólo en cárcavas y regueros, sino con desplazamiento en masa. El mayor riesgo se da en taludes cargados en estériles mineros, donde hay materiales desprovistos de vegetación, de textura muy fina, arcillo limosa, con alta carga contaminante en arsénico y metales pesados, solubles y particulados, que se dispersan, con el agua de lluvia por las ramblas, y pueden llegar al Mar Menor en lluvias torrenciales (Navarro Hervas, 2004; Navarro Hervas *et al.*, 2006; García Lorenzo, 2009; Martínez López, 2010). Un caso de aporte importante, tanto soluble como particulado, por su proximidad a la orilla del mar, es la balsa de vertidos directos de lodos mineros

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

de Lo Poyo. En esta zona, existen áreas de pH ácido donde la solubilidad de los metales es elevada, lo que permite frecuentemente el aporte de metales solubles procedentes de las eflorescencias que aparecen por evaporación de las aguas de poro en los horizontes superiores (Martínez Sánchez y Pérez Sirvent, 2009b, 2014).

Una problemática especial es la erosión hídrica en suelos rojos (Xerosoles lúvicos- Luvisoles cálcicos). Estos suelos tienen horizontes argílicos Bt, muy arcillosos (con partículas de arcilla fina y muy fina menores de una micra), descarbonatados. Su composición mineralógica mayoritaria es de filosilicatos (silicatos laminares), y con muy abundantes geles de hierro, amorfos. Además han sufrido grandes transformaciones por movimiento de tierras, y dichos horizontes se encuentran incluso en superficie (Aoukour, 2002). Cuando las prácticas de cultivo son inadecuadas, se erosionan, como ha sucedido en las tormentas de los últimos años, 2015, 2016 y 2017, en la zona de Mar de Cristal, Los Nietos, Islas menores, Camping Caravanig, etc. Todo ello tiene una influencia decisiva en la degradación ambiental del Mar Menor en la última etapa, ya que influye en la turbidez y, por tanto, en el paso de luz al fondo marino e impide la fotosíntesis. (Martínez Sánchez *et al.* 2017 en ejecución).

Los principales procesos de degradación química de suelos de la cuenca vertiente que influyen en la contaminación del Mar Menor son salinización, alcalinización y contaminación por elementos potencialmente tóxicos, arsénico y metales pesados. Se ha llevado a cabo una monitorización en el Campo de Cartagena, comparando dos periodos de tiempo, 1993, 2003, con el fin de observar la velocidad de los procesos; según dichos resultados, por salinización, en numerosos puntos de muestreo se concentran sales solubles, como cloruros, sulfatos, nitratos y fosfatos de alcalinos y alcalinotérreos en los horizontes superficiales del suelo, susceptibles de ser arrastradas por las aguas de escorrentía al mar (Martínez Sánchez y Pérez Sirvent, 2005, 2009; Mantilla, W., 2010; Martínez Sánchez *et al.*, 2011), fundamentalmente fosfatos, que quedan ligados al suelo por diferentes mecanismos (adsorción, precipitación, co-precipitación), aunque también nitratos, que sin embargo no se acumulan en el suelo de forma significativa al ser lixiviados por su carga negativa, salvo en casos muy especiales en los que haya acúmulos de fertilizantes inorgánicos.

Las causas de estos procesos son varias. La sequía que padece toda la Región junto a la escasez de recursos hídricos para riego, ha llevado a utilizar aguas subterráneas de mala calidad. Su alta concentración en sales se debe, en parte, a factores hidrogeológicos intrínsecos de los acuíferos, además, a no haber suficiente recarga por la escasez de lluvias, y a la sobreexplotación de los pozos a lo largo del tiempo. En tiempos atrás, también se han utilizado para riego aguas de depuración muy mineralizadas, actualmente este tipo de aguas ha mejorado. La proliferación de desaladoras pequeñas ha mejorado la calidad del agua de riego, pero al no existir salmueroductos, la gestión de las salmueras es mala. Además en muchas ocasiones hay una gestión insuficiente de los drenajes, que salinizan las zonas colindantes, y vierten a ramblas que van al mar. En los suelos alcalinizados, la arcilla del suelo se satura en sodio de cambio, tiene lugar una hidrólisis alcalina, aumenta el pH por encima de 8,5. La arcilla se encuentra dispersa, el suelo se hace bastante impermeable y se compacta, aumentando el riesgo de erosión. Este proceso sucede en gran parte de los suelos rojos del arco sur de la laguna. Por otro lado, la escasez y el precio del agua, provoca que se riegue por goteo con menos cantidad de agua de la que sería necesaria en función del tipo de suelo, de la calidad del agua, para que no haya salinización y/o alcalinización. Por este motivo, en suelos muy arcillosos, suelos rojos, se ha producido alcalinización, lo que favorece el aporte de sedimentos a la laguna.

Otros de los materiales que han afectado negativamente a la laguna y sus humedales litorales son los residuos procedentes de las actividades mineras. La presencia de residuos mineros con elevado contenido en metales/oides (sobre todo Zn, Pb, Cd, Mn, Fe, Cu y As en el Mar Menor y su entorno, procedentes de los arrastres de la Sierra Minera de la Unión), es bien conocida desde

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

hace décadas. Los metales pesados y el arsénico, solubles y particulados, influyen en el área del arco sur de la cuenca. Existe una contaminación primaria, secundaria y terciaria, en gradiente negativo desde la Sierra Minera, con valores muy por encima de los niveles genéricos de referencia del Campo de Cartagena (Martínez Sánchez y Pérez Sirvent, 2007; Pérez Sirvent *et al.*, 2009). Es de resaltar que los suelos rojos tienen alto contenido geogénico de metales pesados. Existe una atenuación de la contaminación hacia el Mar Menor, debido a la disminución de la solubilidad de los compuestos de arsénico y metales pesados, por sus reacciones con el carbonato cálcico de los suelos carbonatados de las zonas circundantes a dichas explotaciones mineras, además de con compuestos de hierro y otros. Dicha atenuación con carbonatos no tiene lugar en contacto con suelos rojos descarbonatados por lo que en estas zonas aumenta el riesgo de que lleguen metales pesados al mar Menor sin neutralizar. Estos contaminantes alcanzan la laguna con lluvias torrenciales (Navarro Hervás, 2004; Navarro Hervás *et al.*, 2006; García Lorenzo, 2009; Martínez López, S., 2010). En el arco sur, desde las proximidades de la rambla de Miranda hasta la rambla de Atamaría- la Carrasquilla, se ha llevado a cabo un amplio estudio geoquímico y de simulaciones de movilización de arsénico y metales pesados, en diferentes condiciones ambientales (con agua de lluvia, condiciones oxidantes, condiciones complejantes y reductoras, contacto con aguas ácidas, transferencia a las plantas (García Lorenzo *et al.*, 2012b, 2014a, 2014b, 2014c, 2016; Martínez López, S., 2009; Martínez López, S. *et al.* 2014; Martínez Sánchez *et al.*, 2012, 2013; Navarro Hervás *et al.*, 2006, 2012; Pérez Sirvent *et al.*, 2012, 2015).

En lo relativo a la problemática de los metales pesados y riesgos de movilización el grupo de investigación Gestión, Aprovechamiento y Recuperación de Suelos y Aguas (GARSA) de la UPCT lleva trabajando desde hace años en la rehabilitación de paisajes mineros mediante la creación de tecnosuelos (suelos artificiales), estrategia mediante la cual se consiguen inmovilizar metales (y por tanto reducir su toxicidad) y generar un suelo fértil que permite el desarrollo de la vegetación, reduciendo el impacto negativo ambiental y riesgos sobre la salud pública. El grupo GARSA ha llevado a cabo ensayos de laboratorio a pequeña escala, experiencias en campo en parcela a mediana escala, y ensayos en campo a gran escala de rehabilitación de depósitos de lodos de flotación. El objetivo siempre es el mismo, probar una estrategia, técnica y económicamente viable, mediante la cual se consiga minimizar los riesgos ambientales y de salud pública asociados a la presencia de residuos mineros. Estos residuos cargados en metales y en muchos casos con elevada acidez son transportados por escorrentía superficial y por el viento, afectando a zonas y poblaciones adyacentes y al Mar Menor como se mencionaba en el párrafo anterior. En consecuencia, para reducir los riesgos, es necesario limitar la transferencia de metales contaminantes, siendo una alternativa eficiente y económica la creación de tecnosuelos. Éstos favorecen la inmovilización de los metales, sobre todo Zn, Pb, Cd, Cu y As, que precipitan y ya no son movilizados por las aguas de lluvia ni absorbidos en grandes proporciones por microorganismos y vegetación. A su vez, la formación de suelos de calidad estructurados, que permiten el desarrollo de la vegetación, reduce las tasas de erosión, tanto hídrica como eólica, de manera que los metales quedan retenidos in situ formando un nuevo paisaje con vegetación con bajas tasas de transferencia de contaminantes a las zonas adyacentes. La creación de tecnosuelos se consigue mediante la adecuada selección de diferentes materiales de origen antrópico, en función de las características del residuo minero, que garanticen la inmovilización de los metales, el incremento de nutrientes y materia orgánica y la formación de agregados estables que aseguren la buena estructuración del suelo. En las experiencias llevadas a cabo en la Sierra Minera se han conseguido resultados satisfactorios con la aplicación de residuo de mármol, residuos de canteras de áridos, biocarbón, compost, estiércol o purín. Para asegurar el éxito de la rehabilitación, además de la creación de tecnosuelos se ha procedido a la aplicación de fitotecnologías como la fitoestabilización, que consiste en utilizar plantas autóctonas capaces de crecer en los tecnosuelos recién creados, y que favorecen a su vez la precipitación de metales en la rizosfera, la estimulación de comunidades microbianas edáficas que favorezcan la agregación y estabilización de la materia

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

orgánica, y la acumulación de metales en la raíces sin que pasen a la parte aérea. La fitestabilización asistida con creación de tecnosuelos se ha aplicado a gran escala en depósitos de lodos de flotación con resultados exitosos en cuanto a inmovilización de nutrientes, incremento de la cobertura vegetal y la biodiversidad, y reducción de las tasas de erosión (Acosta *et al.*, 2011; Martínez *et al.*, 2011; Zornoza *et al.*, 2012; , Kabas *et al.*, 2012; Zornoza *et al.*, 2013; Zanuzzi *et al.*, 2013; Kabas *et al.*, 2014; Kabas *et al.*, 2015; Zornoza *et al.*, 2016a; Zornoza *et al.*, 2016b; Parra *et al.*, 2016), detallado en las patentes PCT/ES2015/070061, ES 2 450 090 B1 y ES 2 474 919.

En relación con los humedales litorales, los residuos mineros se localizan, fundamentalmente, en la Marina del Carmolí (arrastrados por la Rambla del Miedo), la Lengua de la Vaca (arrastrados por la Rambla de la Carrasquilla) y, sobre todo, el Saladar de Lo Poyo (arrastrados por las ramblas del Beal y Ponce) y las zonas aguas arriba de éste afectadas por los desbordamientos de las dos ramblas citadas. En estudios de campo se evaluaron las concentraciones de metales en suelos y plantas, y en sedimentos sumergidos y organismos bentónicos junto a las playas, en la Marina del Carmolí y el Saladar de Lo Poyo, haciendo hincapié en las relaciones entre la distribución de la vegetación y las condiciones de los suelos, la biodisponibilidad de los metales y los efectos de las plantas sobre dicha disponibilidad, y se hicieron recomendaciones para el manejo de estos ambientes (Álvarez-Rogel *et al.*, 2004; Conesa *et al.*, 2011, 2014; María-Cervantes *et al.*, 2009; Marín-Guirao *et al.*, 2005a, b y c). Todos estos estudios demostraron que una proporción de los metales se encuentran biodisponibles y están siendo asimilados por los organismos y por tanto existe un riesgo para la cadena trófica. Otras investigaciones llevadas a cabo (García Lorenzo, 2014 a, 2014c; Martínez López *et al.* 2014; Martínez Sánchez *et al.*, 2013) ponen de manifiesto la gran variabilidad existente en la bioaccesibilidad del arsénico y metales pesados por las plantas, por animales de vida silvestre, y por ingesta de las personas en función de la granulometría y la mineralogía de los sedimentos existentes, pasando de ser inertes a peligrosos. Es de resaltar la gran bioaccesibilidad oral que tienen los compuestos carbonatados de metales pesados, particularidad a tener en cuenta en las metodologías de recuperación de suelos contaminados. Por otra parte, es de destacar la presencia de As (III) junto a As(V) en las zonas de humedales contaminadas en mayor abundancia que en el resto de la cuenca vertiente (Martínez López, S., 2010).

Otros problemas que afectan al Mar Menor incluyen la construcción de playas artificiales en hábitats típicamente lacustres (mal llamadas regeneraciones de playas), la construcción de paseos marítimos, la pérdida de superficie de humedales litorales y la alteración de los cauces naturales (levantamiento de motas...) que limita cualquier proceso de autodepuración del sistema.

Si bien es necesario considerar los aportes procedentes de las actividades que se desarrollan en la propia laguna y su entorno inmediato (navegación, pesca, zonas de baño, etc.) o la contaminación vía aérea (por ejemplo con el transporte de polvo de las zonas con restos mineros), el problema que ha provocado la grave crisis actual de la laguna es la elevada entrada de nutrientes a la laguna procedentes de la cuenca. En el Campo de Cartagena se ha desarrollado una agricultura de regadío basada inicialmente en los recursos subterráneos, que tras la llegada del trasvase Tajo-Segura en 1979 aumentó de forma significativa. Trabajos realizados con teledetección han mostrado que sólo entre 1988 y 2009 el regadío de la cuenca pasó de unas 25.150 hectáreas a unas 60.700 hectáreas, un 141% más (Carreño, 2015). La transformación a regadío se ha reactivado en los últimos años, estimándose la existencia de entre 15.000 y 20.000 hectáreas de regadío al margen de las cifras oficiales.

Junto al trasvase Tajo-Segura, ha aumentado el uso de aguas subterráneas tras su previa desalobración. Tras la sequía de 1995, la puesta en marcha de plantas desalobradoras de aguas subterráneas inició el vertido de salmueras con altas concentraciones de nutrientes. Muy

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

recientemente se han añadido también algunos recursos procedentes de la desalación marina (García Aróstegui *et al.*, 2016). Esta significativa expansión del regadío ha incrementado de forma muy notable los flujos hídricos y de nutrientes que alcanzan la laguna y sus humedales litorales a través del conjunto de flujos superficiales, subsuperficiales y subterráneos (Martínez-Fernández *et al.*, 2005; Velasco *et al.*, 2006; Carreño *et al.*, 2008; Esteve *et al.*, 2008; Martínez-Fernández *et al.*, 2014; Esteve *et al.*, 2016). El incremento de estos flujos se ha visto confirmado por el ascenso en los niveles piezométricos de la unidad hidrogeológica del Campo de Cartagena (Rodríguez Estrella, 2009; Aragon *et al.*, 2009), así como por el aumento del nivel freático, los periodos de inundación y la humedad edáfica en los humedales del Mar Menor (Álvarez-Rogel *et al.*, 2007b). Junto a un aumento de las aportaciones hídricas, el aumento del sellado del suelo en zonas urbanizadas y la compactación del suelo por prácticas agrícolas inadecuadas están aumentando la cuantía y velocidad de las escorrentías.

Un flujo especialmente relevante es el de la entrada directa a la laguna durante los episodios de lluvias intensas, como el ocurrido en diciembre de 2016, cuando gran parte de la contaminación agraria acumulada en la cuenca, junto a una carga elevada de sedimentos, es arrastrada y entra directamente a la laguna con los grandes caudales de avenida. Los resultados obtenidos con modelos de simulación (Martínez-Fernández *et al.*, 2014; Esteve *et al.*, 2016), apuntan a la gran importancia de los episodios de avenida en la entrada total hiperanual de nutrientes al Mar Menor. Estos resultados concuerdan con los estudios de entrada de pesticidas a la laguna, que muestran que más del 70% de la entrada total de pesticidas al Mar Menor se produce durante los episodios de riadas (Moreno González *et al.*, 2013; León *et al.*, 2016). Otros estudios señalan igualmente el gran protagonismo de los episodios de avenidas y lluvias intensas y su efecto de lavado general de la cuenca sobre la exportación total de nutrientes (David *et al.*, 1997; Xue *et al.*, 1998).

Los drenajes agrarios aportan a las ramblas y otros flujos contenidos elevados de nitratos, fosfatos y plaguicidas procedentes de los cultivos. Se han identificado elevados contenidos de nitratos y de nitrógeno por fertilización orgánica, así como patrones estacionales de amonio y fosfatos (presentes sobre todo en primavera y verano) en función de los cultivos (Tovar, 2009). Se han detectado concentraciones de nitrato que ya en 1997 alcanzaban los 62 mg/l en la rambla del Albuñón, los 85 mg/l en las salmueras (efluentes de plantas desaladoras) y los 160 mg/l en algunos canales de drenaje (Martínez Fernández y Esteve Selma, 2003). La contaminación agraria ha alcanzado también las aguas subterráneas, que presentan en el acuífero Cuaternario valores en el entorno de los 100 mg/l de nitrato en áreas próximas a la laguna y puntos con picos que superan los 250 mg/l (Perez Ruzafa & Aragon, 2003).

El estado general de la cuenca y los distintos compartimentos y flujos hídricos y en especial los elevados contenidos en nitratos, condujeron a la declaración en 2001 del Campo de Cartagena como Zona Vulnerable a la Contaminación por Nitratos, en aplicación de la Directiva 91/676/CEE, si bien dicha declaración no ha logrado contener y reducir la elevada contaminación agraria de la cuenca y sus impactos sobre el Mar Menor y humedales asociados.

En síntesis, el desarrollo urbano-turístico, las actividades mineras y la gran expansión de la actividad agraria en la cuenca del Mar Menor, con un aumento del regadío entre 1988 y 2009 de más de un 140%, han supuesto un considerable incremento de las presiones sobre la laguna, específicamente de los flujos de contaminación por vía superficial, subsuperficial y subterránea. Junto a la contaminación por residuos mineros, que generan arrastres de metales pesados, los principales flujos de contaminación proceden actualmente de la actividad agraria intensiva de la cuenca, que da lugar a la entrada de plaguicidas, de materiales de suelos fácilmente erosionables procedentes de suelos desnudos y zonas de cultivo que incrementan los fenómenos de turbidez del agua en la laguna y de la entrada de grandes cantidades de nutrientes (nitrógeno y fósforo) y sedimentos.

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

2.- Impactos de la cuenca sobre la laguna

Si bien la laguna recibe de forma natural aportes de sustancias solubles y particuladas por escorrentías superficiales de los suelos de las zonas topográficamente más elevadas de su cuenca vertiente, así como aguas subsuperficiales y subterráneas del Campo de Cartagena, desde hace unos años dichos aportes han aumentado significativamente, afectando a su estado ecológico. La cuantificación de las descargas anuales de nutrientes a través de los distintos flujos resulta complejo. Diversos estudios en relación con las descargas anuales de nutrientes de la Rambla del Albujón y la Rambla de Miranda ofrecen un rango amplio en cuanto a las estimas de contenidos totales de N y P (García-Pintado *et al.*, 2007; González-Alcaraz *et al.*, 2012a; Velasco *et al.*, 2006) y muestran la necesidad de disponer de información detallada que permita la cuantificación en periodos interanuales largos tanto del caudal base como de los picos de avenidas.

A partir de un modelo de simulación dinámica sobre los cambios de uso y sus efectos en los flujos de nutrientes en la cuenca del Mar Menor (Martínez-Fernández *et al.*, 2007, 2013, 2014; Esteve *et al.*, 2016), se han estimado los valores de entrada total de nitrógeno y fósforo a la laguna procedente de la cuenca. Estos valores se sitúan en un valor medio interanual en torno a unas 1.000 toneladas anuales en el periodo 2000-2005, con grandes fluctuaciones entre 700 y 1.600 toneladas anuales y en torno a unas 240 toneladas anuales de fósforo. De acuerdo a las estimaciones del modelo, la contribución de los vertidos urbanos representa entre el 10 y el 15% de la entrada total de nutrientes a la laguna. Estos resultados concuerdan con otros muchos estudios, que coinciden en señalar que en cuencas con agricultura intensiva la mayor parte de los nutrientes tienen un origen difuso procedente de los usos agrarios (Jordan *et al.*, 1997, Kronvang, 1999; Meissner *et al.*, 2002; Lacroix *et al.*, 2005). Igualmente se ha señalado, en relación con la eutrofización de zonas costeras, que la principal fuente de nutrientes en las zonas afectadas, incluyendo aguas costeras, es la agricultura (Boesch & Brinsfield, 2000, Canton *et al.*, 2012). En el caso de la actual crisis eutrófica del Mar Menor, todas las evidencias apuntan a que de forma similar a otros muchos casos de cuencas agrarias intensivas descritos en la literatura científica internacional, la excesiva entrada de nutrientes procedentes de la actividad agraria de la cuenca es la principal responsable de la crisis eutrófica actual del Mar Menor.

Respecto a los coeficientes de exportación de nutrientes por hectárea, de acuerdo a las estimas del modelo señalado los valores de entrada total al Mar Menor se corresponden con una media interanual en torno a 8 kg N ha⁻¹ año⁻¹, con fluctuaciones entre 6 y 13 kg N ha⁻¹ año⁻¹. Estos valores se encuentran en rangos similares a los obtenidos en otras muchas cuencas agrarias (Mattikalli y Richards, 1996; David *et al.*, 1997; Jordan *et al.*, 1997). Las aportaciones netas específicas por hectárea de regadío, considerando la superficie de regadío en la cuenca del Mar Menor en el periodo señalado 2000-2005, se sitúan en un promedio interanual en torno a los 18 kg N ha⁻¹ año⁻¹, con fluctuaciones entre los 13 y los 29 kg N ha⁻¹ año⁻¹. Estos valores de exportación neta desde usos agrarios son también similares a los encontrados en otros casos de estudio de cuencas con agricultura intensiva. Así, la agricultura es la principal fuente de nitrógeno en la laguna costera de Arcachon, Francia, con una exportación neta de 28,5 kg N ha⁻¹ año⁻¹ (Canton *et al.*, 2012), mientras que una amplia revisión de la literatura científica, de más de 40 casos de estudio en climas templados, señala rangos entre 15 y 70 kg N ha⁻¹ año⁻¹ de lixiviación y transporte de nitrógeno en llanuras con usos agrarios intensivos (Pärn *et al.*, 2012).

Por otra parte, los valores de entrada de nitrógeno estimados con el modelo dinámico son coherentes con los datos empíricos de concentración de nitrógeno de los principales flujos de la cuenca, los cuales se sitúan entre 28 y 60 mg/l de nitrógeno inorgánico disuelto (Lloret *et al.*, 2005; Velasco *et al.*, 2006; García Pintado *et al.*, 2009; Serrano y Sironi, 2009; Álvarez Rogel *et al.*,

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

2009) y con la estima de entrada media anual de agua a la laguna, que sobre la base del trabajo de Senent Alonso *et al.*, (2009), puede estimarse entre 37 y 45 Hm³/año. Estos datos de concentración de nitrógeno y las estimas de descarga anual media de agua al Mar Menor conjuntamente aportan una estima de entrada anual media de nitrógeno a la laguna situada entre 1.000 y 1.300 toneladas anuales, rango similar al obtenido con el modelo dinámico.

Por el Grupo de Contaminación de Suelos de la UMU se monitorizaron 34 estaciones de muestreo de las aguas superficiales de fuentes desconocidas, de las vías de dispersión preferentes, y su llegada de contaminantes al Mar Menor (ramblas, ramblizos, canales naturales, canales de drenaje artificiales y vertidos directos en la orilla del mar), durante 2 años, con toma de muestras bimensual (300 muestras) en las distintas vías de dispersión, y se ha desarrollado una metodología geoquímica y con isótopos estables para la identificación de las fuentes contaminantes (Tovar, 2009). Se pone de manifiesto que las aguas que circulaban tienen alta mineralización, el 75% tienen alta concentración de nitratos por fertilización inorgánica en unos puntos y orgánica en otros, con una gran variabilidad; tanto amonio como fosfatos están presentes solamente en primavera y verano en función de los cultivos. Las fuentes contaminantes son múltiples.

Cuando llegan las aguas de escorrentía cargadas de sedimentos de diferente granulometría al Mar Menor, los sedimentos que aportan tienen distinto comportamiento según sea su naturaleza, con una clara diferencia entre el arco norte y arco sur. Donde existe influencia minera, o sea desde los humedales de la rambla de Miranda, rambla del Miedo, rambla del Beal, Ponce hasta la zona de la rambla de la Carrasquilla, existe la posibilidad de que llegue escasa concentración de metales pesados solubles por la rambla, que precipitan rápidamente y se insolubilizan dado el alto pH del agua del mar y sedimentos calizos circundantes, si bien se pueden formar algunos complejos con el cloro. Pero, en la zona de la balsa de lodos mineros de Lo Poyo, el riesgo de metales solubles es más alto.

En el arco sur, dada la proximidad de los suelos rojos a la línea de costa, y de los tipos de prácticas de cultivo que existen en la actualidad (anteriormente eran cultivos de secano), con las grandes escorrentías, hay un gran aporte de partículas finas al mar. En la playa quedan la arena y el limo. La arcilla floccula en parte al entrar en un medio fuertemente iónico, como es el agua salada del mar, pero la arcilla más fina queda suspendida en el agua de la laguna, en forma de nanopartículas de filosilicatos y geles amorfos (partículas menores de 0,1 micra), que contribuyen de manera muy importante a la turbidez permanente que está sufriendo el Mar Menor desde el año 2016, investigación actual en marcha por el Grupo de Contaminación de suelos de la UMU (Martínez Sánchez *et al.*, 2016 en redacción). Dichas nanopartículas tienen gran dificultad de floculación, dada su forma laminar, su baja densidad, y se trata de coloides con muy poca carga, un potencial Z del orden de -0,1mv.

Recientemente se han iniciado los ensayos preliminares de movilización de metales pesados de los sedimentos de la laguna y su paso a la columna de agua (Grupo de contaminación de suelos de la UMU-Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente, y en colaboración con el Grupo de Ecología)

La laguna está afectada igualmente por flujos de contaminantes orgánicos regulados y emergentes, habiéndose detectado la entrada de unos 70 contaminantes orgánicos a través de la rambla del Albuñón (Moreno González *et al.*, 2013). Se ha estimado una entrada al Mar Menor de unos 18 kg anuales de pesticidas procedentes de la agricultura y de unos 11 kg anuales de fármacos procedentes de los vertidos urbanos y otras fuentes antrópicas (León *et al.*, 2016).

En definitiva, las estimas de exportación de nutrientes de la cuenca del Mar Menor apuntan a un origen mayoritariamente agrario, como ocurre en otras muchas cuencas con usos agrarios

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

intensivos. Los valores estimados de exportación de nutrientes son similares a los encontrados en múltiples casos descritos a nivel internacional en cuencas agrarias intensivas. Destaca el papel de las lluvias intensas y episodios de avenidas en los valores hiperanuales de entrada total de nutrientes y otros contaminantes (plaguicidas, metales pesados) a la laguna. Las nanopartículas de arcilla suspendidas en la columna de agua tienen especial colaboración en la turbidez, y los sedimentos más gruesos (arenas y limos) en los fangos y en la colmatación de sedimentos. Al igual que en otros muchos casos de estudio descritos en la literatura científica internacional, este elevado flujo de nutrientes de origen agrario es uno de los principales responsables de los procesos de eutrofización de los ecosistemas acuáticos afectados, incluyendo lagunas costeras como el Mar Menor.

3- Papel de los humedales litorales en la dinámica de los nutrientes, afecciones a los hábitats y biodiversidad y sobre las aves acuáticas del Mar Menor

Los humedales litorales asociados al Mar Menor han sido caracterizados como criptohumedales litorales (Vidal – Abarca *et al.*, 2003). En su ribera interna se incluyen el Saladar de Lo Poyo, la Marina del Carmolí y Playa de la Hita. Siguiendo la tipología de la Directiva Hábitats (92/43/CEE), la unidad estepa salina está compuesta en un 95% por el hábitat 1510 “Estepas salinas mediterráneas (*Limnietalia*)”, de interés prioritario. La unidad de saladar se compone en su mayoría por el hábitat 1420 (Matorrales halófilos mediterráneos y termoatlánticos, *Sarcocornetea fruticosi*), de interés comunitario. Finalmente la tercera comunidad está compuesta por el carrizal (*Phragmites australis*), no incluido en dicha Directiva. Los humedales situados en ambientes áridos los cuales, como en el Mar Menor, suelen presentar condiciones hipersalinas y escasas láminas de agua (criptohumedales). Estas características por un lado son muy vulnerables a los cambios hidrológicos y por otro dan lugar a una biodiversidad singular y considerada como rara en el contexto europeo. Los valores de la laguna del Mar Menor y sus humedales asociados quedan refrendados por los estatus de protección existentes en la zona: Parque Regional de San Pedro del Pinatar, Paisaje Protegido de los Espacios Abiertos e Islas del Mar Menor, declaración del Mar Menor y humedales asociados como ZEPA (Zona de Especial Protección para las Aves) y LIC (Lugar de Importancia Comunitaria), declaración del Mar Menor y su entorno como área Ramsar (Humedal de Importancia Internacional del Convenio Ramsar) y zona ZEPIM (Zona Especialmente Protegida de Importancia para el Mediterráneo).

Diversos trabajos científicos han abordado el estudio de los humedales litorales del Mar Menor en relación con la caracterización ecológica, dinámica de sus hábitats naturales y biodiversidad asociada (Vidal-Abarca *et al.*, 1998; Vidal-Abarca, 2003; Carreño *et al.*, 2008; Esteve *et al.*, 2008; Pardo *et al.*, 2008; Robledano *et al.*, 2010); así como en relación con las características del suelo y la cubierta vegetal y sobre las relaciones entre el sistema suelo-agua y la distribución de la vegetación (Álvarez-Rogel *et al.*, 1997, 2000, 2001, 2006, 2007a). Estos trabajos han permitido identificar especies bioindicadoras de las condiciones de salinidad, humedad, encharcamiento y anoxia de los suelos, que pueden utilizarse para monitorizar los impactos que sufren los humedales (Álvarez-Rogel *et al.*, 2007b) y relacionar los cambios en los hábitats de los humedales con la alteración de la condición hidrológica a escala del humedal y de la cuenca del mismo (Martínez-López *et al.*, 2015, 2016).

Se dispone de muestreos y análisis de las aguas de las ramblas del Albuñón, Miranda, El Miedo y otros cauces, así como muestreos en el interior de los humedales, realizados entre los años 2001 y 2010 (Álvarez-Rogel *et al.*, 2006, 2007a; García-Pintado *et al.*, 2007; González-Alcaraz *et al.*,

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

2012a; Jiménez-Cárceles *et al.*, 2006, Jiménez-Cárceles y Álvarez-Rogel, 2008; Ruíz y Velasco, 2009; Velasco *et al.*, 2006), complementados con trabajos experimentales recientes que han ayudado a comprender el papel de la vegetación en las condiciones del suelo y los mecanismos de depuración de las aguas eutrofizadas (Álvarez-Rogel *et al.*, 2016b; Tercero *et al.*, 2015, 2016) incluso en suelos con muy elevadas concentraciones de metales debido a la presencia de residuos mineros (González-Alcaraz *et al.*, 2011c, 2012b, 2013a). Estos trabajos demostraron la alta carga de N y P de las aguas de los cauces, por encima de los umbrales permitidos por diversas legislaciones para declarar un agua eutrofizada. Se observaron diferentes patrones estacionales de concentración de ambos nutrientes lo que, junto a su contenido en otros componentes, permitió relacionarlos con las actividades del entorno. Los efluentes que se atribuyeron a fuentes agrícolas estaban enriquecidos fundamentalmente en nitratos (con máximos en otoño y primavera, periodos de máxima actividad en los cultivos de la zona), mientras que los atribuidos a efluentes urbanos estaban enriquecidos en amonio, fosfato y carbono orgánico soluble (con máximos en verano, cuando la afluencia turística es más elevada). Con respecto a la presencia de nitratos de origen agrícola, se ha probado ampliamente que han existido vertidos directos procedentes de desalobradoras. Además, los humedales reciben la descarga de otros flujos hídricos con contenidos elevados de nutrientes derivados de la contaminación agraria, incluyendo diversas ramblas (como el Albuñón, Miranda y Miedo), así como flujos subsuperficiales y las aguas de avenida durante los episodios de lluvias intensas (Martínez Fernández *et al.*, 2014; Esteve *et al.*, 2016).

Estudios de campo y experimentales en la Marina del Carmolí han demostrado que dicho humedal actúa como filtro verde depurando las aguas que fluyen a través suyo, retirando nitrógeno del sistema a través, fundamentalmente, de la desnitrificación, e inmovilizando el fósforo en los suelos, fundamentalmente precipitándolo o co-precipitándolo en compuestos de calcio/magnesio (Álvarez-Rogel *et al.*, 2006; Jiménez-Cárceles *et al.*, 2006, Jiménez-Cárceles y Álvarez-Rogel, 2008; Álvarez-Rogel *et al.*, 2016b; Tercero *et al.*, 2016). Se demostró también que los carrizales no tienen un papel especialmente relevante en la retirada de nitratos ni fósforo, pero actúan como importantes sumideros para el secuestro de carbono (González-Alcaraz *et al.*, 2012a). No obstante, en suelos con alto contenido en metales la presencia de rizosfera vegetal es clave para generar un ambiente propicio que permita a los microorganismos llevar a cabo la desnitrificación (González-Alcaraz *et al.*, 2011c, 2012b, 2013a). Por otro lado, trabajos realizados en el cauce de la Rambla del Albuñón demostraron que la presencia de carrizo favorece la depuración del agua que fluye por dicho cauce al disminuir la velocidad del flujo y facilitar el contacto agua-sedimento, y por tanto el adecuado manejo de esta especie puede reducir los impactos sobre la laguna (Ruíz y Velasco, 2009).

Si bien ha quedado demostrado el importante papel de los humedales para proteger en Mar Menor de la eutrofización, también se ha puesto en evidencia la degradación que sufren estos humedales a consecuencia del incremento general de los flujos hídricos que les afectan, tanto indirectos como directos, (Álvarez-Rogel *et al.*, 2007b; Carreño *et al.*, 2008, Carreño, 2015.), incremento derivado sobre todo de la puesta en regadío de la cuenca del Mar Menor. Este impacto está causado no tanto por los elevados contenidos de nutrientes de las aguas (recordemos que el N se elimina por desnitrificación y el P queda inmovilizado en el suelo o sedimento) sino por la entrada de grandes volúmenes de aguas relativamente poco salinas, lo que provoca un aumento de la humedad de los suelos y una disminución de su salinidad. Este fenómeno hace que se homogenicen las condiciones del suelo y suavicen los gradientes espacio temporales de salinidad y humedad, lo que favorece una expansión muy acentuada de la vegetación con menos restricciones a la alta salinidad como carrizales y juncales, a costa de los almarjales. El resultado es un incremento de cobertura y biomasa vegetal a costa de una menor biodiversidad y una reducción de espacios abiertos y, por tanto, de la variedad de nichos que albergan hábitats singulares, especialmente los

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

de carácter estepario.

Estudios con teledetección del periodo 1984-2009 (Carreño *et al.*, 2008; Carreño, 2015) muestran que a lo largo de dicho periodo la superficie de estepa salina, de interés prioritario, se ha reducido a menos de la mitad (de 243 a 100 ha), mientras que la superficie de saladar, de interés comunitario, se ha duplicado (de 69 a 142 ha) y finalmente la de carrizal, sin interés desde el punto de vista de la Directiva, se ha multiplicado por más de cinco (de 29 a 165 ha). Todos estos cambios están correlacionados en el tiempo positivamente con el incremento del regadío en la cuenca con un retraso de cinco años (Carreño *et al.*, 2008; Carreño 2015) y negativamente con la distancia del regadío al humedal (Martínez López *et al.*, 2014; Martínez López *et al.*, 2015) La pérdida neta de estepa salina es muy importante, ya que es el hábitat con el mayor interés desde el punto de vista de la Directiva. Además, la estepa salina es un hábitat con una superficie total en España de sólo 12.976 hectáreas, de las cuales no más del 37% presenta un buen estado de conservación (Esteve y Calvo, 2000). La aplicación de un índice que valora el interés de las comunidades desde el punto de vista de la Directiva Hábitat, evidencia que los cambios han supuesto una reducción global del 48% en el interés de la vegetación de los humedales desde la perspectiva de la Directiva Hábitat entre 1984 y 2009 (Carreño *et al.*, 2008), derivado del incremento en los flujos hídricos que afectan a los mismos.

Los cambios han afectado también a la comunidad de aves paseriformes esteparias en la Marina del Carmolí (Robledano *et al.*, 2010). La reducción progresiva de la estepa salina inducida por el incremento de los flujos hídricos a la Marina del Carmolí ha conducido a un declive de la familia *Alaudidae*, estrechamente ligada al hábitat estepario. Esto representa una pérdida de valor desde el punto de vista de la Directiva Aves, como evidencia el marcado declive del índice basado en dicha Directiva. Este declive resulta preocupante, dado que los valores naturalísticos asociados a la familia *Alaudidae* son los que justamente sustentan la designación de la Marina del Carmolí como ZEPA. Las alteraciones hidrológicas provocadas por el incremento del regadío en la cuenca del Mar Menor se manifiesta en cambios en otras comunidades biológicas de los humedales litorales, como la de coleópteros errantes (Pardo *et al.*, 2008). Los cambios en la Marina del Carmolí inducidos por el incremento de los flujos hídricos ha sido considerado por los servicios de divulgación científica de la Comisión Europea un ejemplo emblemático de los impactos de la agricultura sobre los humedales y su conservación (*Science for Environment Policy*, 2010).

En relación con las comunidades de aves acuáticas del Mar Menor, el incremento de nutrientes y su incorporación a las cadenas tróficas se asocia con una sucesión en la comunidad de aves lagunares, con una fase inicial de diversificación de la comunidad (coherente con la respuesta esperable a fenómenos de enriquecimiento en medios oligotróficos), hasta alcanzar un máximo, pero a largo plazo se produce una simplificación y banalización de la comunidad de aves (Robledano *et al.* 2011, Farinos *et al.*, 2016). En las últimas fases son evidentes las tendencias negativas, hasta desaparecer en algún caso, tanto de las especies que han protagonizado las etapas intermedias como de otras genuinas del ambiente hipersalino y oligotrófico original (caso de la serreta mediana). Otras especies como el cormorán grande y el zampullín cuellinegro muestran tendencias demográficas favorables y acaban dominando la comunidad, interpretándose esto en parte como una respuesta a la eutrofización local. Estos cambios están correlacionados con el incremento de la entrada estimada de nutrientes de la cuenca con un retraso de dos años (Robledano *et al.*, 2011).

El interés que suscitan estos aspectos queda demostrado por la financiación recibida desde hace años a nivel regional y nacional por los grupos de investigación que trabajan en la zona (por ejemplo, el grupo Edafología Ambiental, Química y Tecnología Agrícola de la ETSIA-UPCT).

En definitiva, los estudios disponibles y el seguimiento a largo plazo de los humedales litorales y

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

sus hábitats y de distintas comunidades biológicas, demuestran, por un lado, la gran capacidad de los humedales para retener y eliminar los nutrientes contenidos en los flujos que los atraviesan y, por otro, la existencia de alteraciones importantes derivadas del incremento de los flujos hídricos y de nutrientes derivado de la expansión del regadío. Estas alteraciones conllevan efectos negativos sobre el valor naturalístico de ciertas comunidades y componentes de la biodiversidad (como las comunidades vegetales, aves esteparias y aves acuáticas, entre otras) especialmente preocupantes en el caso de las implicadas en el otorgamiento de distintos estatus de protección para el Mar Menor y sus humedales (como las comunidades incluidas en la Directiva Hábitat y las aves esteparias).

4- Directrices para la prevención y minimización de las presiones. Sugerencias y medidas cautelares

La conservación del Mar Menor y sus humedales litorales, como en el caso de otros sistemas lagunares, requiere de la planificación y gestión integrada y sostenible de la cuenca. Se necesitan actuaciones urgentes en la cuenca y en el Mar Menor, siendo muy urgente la minimización de la entrada a la laguna de nutrientes y otros contaminantes (metales pesados y pesticidas), así como del aporte de sedimentos, a través de todos los flujos superficiales y subterráneos, tanto de carácter difuso (cada una de las ramblas, arrastres durante las avenidas, flujos subsuperficiales y flujos subterráneos) como de carácter localizado (salmueroductos, canales de drenaje y vertidos puntuales de aguas residuales). Esta necesidad se refuerza además por la declaración de la cuenca del Mar Menor como Zona Vulnerable a la Contaminación por Nitratos, la declaración de la laguna como Área Sensible en aplicación de la Directiva de Aguas Residuales Urbanas (91/271 ECC) y de la aplicación de la Directiva Marco del Agua (2000/60 EC), que obliga a alcanzar y mantener el Buen Estado de todas las masas de agua.

Estudios específicos dirigidos a valorar las preferencias de los distintos actores sociales y la aceptabilidad social de las posibles medidas, muestran la disposición de los ciudadanos a pagar por la mejora del Mar Menor en la medida en que los beneficios sociales de dicha mejora superan los costes de las medidas (Perni *et al.*, 2011; Martínez Paz *et al.*, 2013). Igualmente los estudios evidencian el apoyo de los distintos actores a las medidas de recuperación ambiental en la cuenca, como la rehabilitación de la rambla del Albuñón (Perni y Martínez Paz, 2013).

Es necesaria la coordinación de todas las administraciones, la implicación del sector agrario y la participación ciudadana de los diferentes actores sociales, con el fin de plantear una estrategia verdaderamente integrada que aplique de forma simultánea diversas medidas a varios niveles espaciales, desde la escala de parcela agraria a la escala del conjunto de la cuenca. Es necesaria la coordinación de todas las administraciones, la implicación del sector agrario y la participación ciudadana de los diferentes actores sociales, con el fin de plantear una estrategia verdaderamente integrada que aplique de forma simultánea diversas medidas a varios niveles espaciales, desde la escala de parcela agraria a la escala del conjunto de la cuenca. Resulta de especial importancia que aquellas medidas que deban ser aplicadas por los agricultores se implementen mediante procesos de coinnovación, entendido como tal un mecanismo de creación de innovación que no sigue el modelo de arriba-abajo en el cuál los científicos proponen las medidas, los agentes de extensión agraria las transfieren y los agricultores las aplican. En los procesos de coinnovación los agricultores participan activamente en el diseño y aplicación de las medidas dándose una participación similar a los científicos, extensionistas y agricultores así como a sus respectivos conocimientos.

Estas medidas son las siguientes: i) Contención y reordenación de la superficie de regadío en la

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

cuenca del Mar Menor; ii) Reducción en origen de la contaminación agraria, en correspondencia con la declaración del Campo de Cartagena como Zona Vulnerable a la Contaminación por Nitratos; iii) Aplicación de medidas basadas en la naturaleza (*nature-based solutions*) en el conjunto de la cuenca para el control, entre otros, de los flujos de nutrientes y la pérdida de suelo; v) Recuperación de superficies de humedal natural en las proximidades de la laguna y v) Puesta en marcha de medidas para mitigar la contaminación por residuos mineros.

4.1. Contención y reordenación de la superficie de regadío en la cuenca del Mar Menor

Es necesario contener y reordenar la superficie de regadío en la cuenca del Mar Menor. Igualmente es necesario reordenar las extracciones de agua subterránea, las plantas de desalabración y la generación y punto de vertido de las salmueras.

4.2. Reducción en origen de la contaminación agraria, en correspondencia con la declaración del Campo de Cartagena como Zona Vulnerable a la Contaminación por Nitratos

Para reducir la contaminación agraria en origen cabe aplicar una amplia batería de medidas, incluyendo correcciones en la aplicación de fertilizantes nitrogenados y fosforados; gestión de purines; promover la reconversión a la agricultura ecológica; el cultivo en fajas y otras medidas de conservación del suelo que minimicen la erosión. Es imprescindible actuar en la zona del arco sur, con acciones para frenar la erosión de los suelos rojos, recuperar el funcionamiento hidrológico adecuado y cambiar las prácticas de cultivo, valorando incluso la necesidad de cambiar el uso actual, si se quiere reducir sus efectos de incremento de la turbidez en la laguna.

Los proyectos de investigación y tesis doctorales del grupo de investigación GARSA muestran el interés de Europa por replantear el modelo de agricultura intensiva y de monocultivo y por implantar la diversificación de cultivos a escala de parcela agrícola, así como impulsar prácticas agrarias sostenibles que entre otros beneficios pueden reducir la lixiviación de nutrientes, como el riego deficitario; la rotación de cultivos de la Agricultura de Conservación, que facilita el manejo de los residuos y mejora los ciclos nutrientes o una reutilización adecuada de restos de cosecha como enmienda orgánica (Moreno-Cornejo *et al.*, 2013, 2014, 2015). Asimismo, los proyectos/contratos desarrollados con empresas del sector agrícola por parte del Grupo de Investigación Edafología Ambiental, Química y Tecnología Agrícola de la ETSIA-UPCT demuestran el interés del sector por buscar nuevos cultivos y alternativas de manejo que minimicen los impactos, sin merma de los beneficios económicos/sociales, por medio de una agricultura tecnificada que optimice el uso del agua y fertilizantes. Se ha preconizado la reducción de la fertilización mineral y mayor uso de enmiendas orgánicas, no obstante, trabajos experimentales han demostrado que los aportes excesivos de estiércol pueden acarrear importantes lixivitaciones de nitratos (Fernández *et al.*, 2012).

Igualmente es necesario incorporar en las desalabradoras el pretratamiento de las salmueras (por ejemplo con pequeños filtros verdes) de forma previa al vertido, evitando su gestión inadecuada, (como inyección en profundidad). Otra medida que se propone es que los invernaderos adopten sistemas de ciclo cerrado en relación con los drenajes agrarios (ya obligatorios en otros países).

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

4.3. Aplicación de medidas basadas en la naturaleza (nature-based solutions) en el conjunto de la cuenca

Una de las soluciones más efectivas para minimizar la contaminación difusa en cuencas agrarias es aplicar la amplia y experimentada batería existente de medidas basadas en la naturaleza (*nature-based solutions*, consúltese un catálogo de las mismas en www.nwrm.eu), para reducir los flujos de contaminación agraria en el conjunto de la cuenca. Estas medidas incluyen el establecimiento dentro de la matriz agraria de setos con vegetación natural, que además de retener nutrientes reducen la erosión hídrica; la recuperación de la red hidrográfica desaparecida por los usos agrarios; la revegetación de dicha red hidrográfica y la creación de pequeños cuerpos de agua con vegetación natural. Estas medidas actúan como áreas-tampón y trampas de retención de nutrientes y otros contaminantes a lo largo de toda la cuenca, además de mitigar las pérdidas de suelo.

Como se evidencia en la literatura científica, la reconfiguración de los paisajes agrarios, incorporando humedales, vegetación ligada a los sistemas de drenaje y la recuperación de manchas de vegetación natural en conexión con los flujos hídricos, es clave para mantener y mejorar la capacidad de las cuencas y llanuras fluviales a la hora de reducir los flujos de contaminación (Boesch & Brinsfield, 2000; Comín *et al.*, en prensa). Estos componentes (humedales, pequeños cuerpos de agua, vegetación asociada a ramblas y redes de drenaje) pueden tener una capacidad de retención de nutrientes que una revisión de once casos de estudio sitúa entre el 66 y el 89% (Pärn *et al.*, 2012).

4.4. Recuperación de superficies de humedal natural en las proximidades de la laguna

En las proximidades de la laguna, se propone llevar a cabo actuaciones de recuperación de superficies de humedal, reforzando su capacidad de retención de nutrientes, a la vez que se mantienen sus valores naturalísticos y de conservación de la biodiversidad. Los datos disponibles de los humedales litorales del Mar Menor (Vidal-Abarca *et al.*, 1998; Álvarez Rogel *et al.*, 2006; Jiménez-Cárceles *et al.*, 2006, Jiménez-Cárceles y Álvarez-Rogel, 2008; González Alcaraz *et al.*, 2011a; Álvarez-Rogel *et al.*, 2016b; Tercero *et al.*, 2016) evidencian la gran capacidad de los mismos para retirar y eliminar los nutrientes contenidos en los flujos hídricos. Además, las grandes avenidas, una de las principales fuentes de aportación de nutrientes a la laguna, no pueden ser tratadas con sistemas de obra civil, sino además con la superficie de humedales, tanto la ya existente como la que se puede recuperar.

Estudios realizados en el caso del Mar Menor (Martínez-Paz *et al.*, 2007; Perni y Martínez-Paz, 2013) indican que la recuperación de humedales naturales es además una medida más coste-efectiva que otro tipo de medidas, como la reutilización de drenajes, dado que los costes unitarios de la recuperación de humedales (euros por kg de nutriente eliminado) se sitúan en torno a la mitad de los correspondientes a la reutilización de drenajes. Estos resultados son consistentes con los obtenidos en otros estudios (Gren *et al.*, 1997; Turner *et al.*, 1999; Gustafson *et al.*, 2000; Zanou *et al.*, 2003; Lacroix *et al.*, 2005; Elofsson, 2010; Trepel, 2010), que demuestran que la construcción y sobre todo la restauración de humedales naturales es una opción con una elevada relación efectividad-coste.

4.5. Puesta en marcha de medidas para mitigar la contaminación por

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

residuos mineros

Se requieren acciones que eviten la dispersión de contaminantes procedentes de residuos mineros, especialmente para recuperar y descontaminar el espacio protegido de Lo Poyo. Experiencias similares son las del Grupo de Investigación de Contaminación de suelos de la UMU, junto a la empresa TRAGSA, llevadas a cabo en el Proyecto Piloto de la Bahía de Portman, donde se estudiaron el diagnóstico, análisis de riesgos, diseño de tecnologías de descontaminación ecoeficientes y sostenibles, optimización de las tecnologías en nave cerrada, coste-beneficio, proyecto piloto en parcelas, puesta a punto de test de ecotoxicidad marina y terrestre, humedales, etc, para el Ministerio de Medio Ambiente, desde el año 2006, en que se realizó el Concurso de ideas, hasta el año 2011 (se puede visitar en la bahía); también se aportaron conocimientos en sobre este tema Tesis Doctorales del Grupo de Investigación (Agudo Juan, I, 2016; González Ciudad, E. 2014; Marimón, J, 2016; Pérez Espinosa, V, 2014).

Se han realizado estudios experimentales encaminados a comprender el comportamiento de los metales en las condiciones geoquímicas específicas de los humedales afectados y su respuesta frente a diversas enmiendas (González-Alcaraz *et al.*, 2011c, 2013 y c; González-Alcaraz y Álvarez-Rogel, 2013; María-Cervantes *et al.*, 2010, 2011). Como síntesis de estos trabajos se puede afirmar que las medidas a adoptar y las enmiendas a emplear nunca deben ser generalistas, sino adaptadas a las características físico-químicas del suelo, los metales presentes, el régimen hídrico y/o de inundación de los suelos y la presencia o no de plantas. Como ejemplo, el uso de carbonato cálcico puede favorecer la inmovilización de metales al elevar el pH, pero también puede estimular la actividad microbiológica, sobre todo en presencia de plantas y de fases de desecación e inundación del suelo, incentivando cambios de potencial redox que lleven a la disolución de óxidos metálicos que liberarían a la fase soluble los metales que se pretendía inmovilizar.

La prevención, gestión y minimización de la contaminación por metales pesados constituye un problema de enorme complejidad, que requiere líneas de investigación específicas, ámbito en el que se están realizando contribuciones significativas desde los proyectos de investigación y tesis doctorales del Grupo de Investigación GARSA, en cuanto a métodos de diagnóstico y estrategias de mitigación (Véase ejemplo Zornoza *et al.*, 2012 y Martínez Martínez *et al.*, 2013).

La prevención, gestión y minimización de la contaminación por metales pesados constituye un problema de enorme complejidad, que requiere líneas de investigación específicas, ámbito en el que se están realizando contribuciones significativas desde los proyectos de investigación y tesis doctorales de los grupos de investigación GARSA y Edafología Ambiental, Química y Tecnología Agrícola de la ETSIA-UPCT, en cuanto a métodos de diagnóstico y estrategias de mitigación (Véase ejemplo Zornoza *et al.*, 2012; Martínez Martínez *et al.*, 2013; Conesa *et al.*, 2012b), que incluyen el análisis de los procesos naturales que se dan en el sistema suelo-planta en la zona para diseñar medidas de fitomanejo (Conesa *et al.*, 2012a, Párraga *et al.*, 2013a, b; 2014a, b, c, d; 2016). Destacar que estudios recientes han demostrado un aumento de toxicidad de los residuos mineros bajo escenarios previstos de cambio climático (Barmiento *et al.*, 2017; González-Alcaraz *et al.*, 2015, 2016a y b), por lo que la adopción de medidas para minimizar los riesgos deberán priorizarse en los próximos años.

5.- Seguimiento y evaluación de las medidas de actuación y gestión

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

La estrategia integrada expuesta en el apartado anterior necesita i) el apoyo imprescindible de un buen programa de monitoreo; ii) herramientas de modelado para el análisis del estado del sistema y la simulación de opciones de gestión; iii) la evaluación *ex-ante* para la selección de alternativas; iv) el seguimiento y evaluación *ex-post* de las medidas y v) una gestión adaptativa que garantice el cumplimiento de los objetivos esperados. Estos componentes deberían explicitarse y vincularse con el Plan de Gestión Integral de los espacios protegidos del Mar Menor y de la Franja Litoral Mediterránea de la Región de Murcia y con el resto de planes estratégicos de gestión integrada de la cuenca vertiente para alcanzar el vertido cero y la reducción de los riesgos asociados a la presencia de residuos mineros. A continuación se presentan sucintamente estos componentes.

1. Creación de un sistema de monitoreo de la cuenca vertiente integrado con el sistema de monitoreo en la laguna. El sistema de monitoreo debe permitir evaluar los flujos de aguas superficiales y subterráneas, sus respectivas cargas de sedimentos y contaminantes, el aporte de nutrientes y la pérdida de suelo en los campos de cultivo, con especial atención a la evaluación del efecto de las medidas de mitigación, la evolución de la calidad del suelo e indicadores de biodiversidad en las zonas agrarias y humedales. La integración con el sistema de monitoreo en la laguna se realizará atendiendo al tipo de variables medidas, a la optimización de la distribución espacial y la temporización de las medidas en ambos subsistemas (terrestre y lagunar). Se evaluará también en el diseño de la red de seguimiento la consistencia con las bases de datos históricas.
2. Como establece la Comisión Europea, debe llevarse a cabo un análisis coste-efectividad de las distintas alternativas y medidas de gestión, con carácter previo (*ex-ante*) a la selección de las alternativas finalmente adoptadas. Entre los indicadores a utilizar en esta fase de selección de alternativas, se han de incorporar *indicadores de eficiencia*, específicamente indicadores de coste-efectividad en relación con la retirada de nutrientes (kg de N y de P eliminados por euro invertido).
3. Tras la ejecución de las medidas, debe llevarse a cabo un seguimiento y evaluación sistemáticos de las medidas (*ex-post*). El procedimiento de evaluación ha de incorporar *indicadores de eficacia*, es decir, indicadores del grado en el que se han alcanzado los objetivos esperados, específicamente indicadores de la contribución relativa de cada medida a la reducción de la entrada total de nutrientes a la laguna del Mar Menor.
4. Ha de aplicarse una gestión adaptativa, con el fin de garantizar la eficacia de las medidas para alcanzar los objetivos previstos. Este ciclo adaptativo ha de permitir reorientar y mejorar la eficacia de las medidas, en aplicación del mejor conocimiento disponible. Específicamente, la gestión adaptativa debe mejorar de forma continuada la eficacia de las medidas para la reducción de la entrada de nutrientes al Mar Menor.

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

REFERENCIAS

- Acosta, J.A., Faz, A., Zornoza, R., Martínez-Pagán, P., Martínez-Martínez, S., Gómez-Garrido, M. 2014. Procedimiento para determinar cuantitativamente propiedades físico-químicas de suelos o residuos sólidos. Universidad Politécnica de Cartagena. NR: ES 2 474 919
- Acosta, J.A., Faz, A., Martínez-Martínez, S., Zornoza R., Carmona D.M., Kabas S. 2011. Multivariate statistical and GIS-based approach to evaluate heavy metals behaviour in mine sites for future reclamation. *Geochemical Exploration* 109, 8-17.
- Acosta, J.A., Faz, A., Zornoza, R., Martínez-Pagán, P., Martínez-Martínez, S., Gómez-Garrido, M. 2015. Procedimiento para determinar cuantitativamente propiedades físico-químicas de suelos o residuos sólidos. Universidad Politécnica de Cartagena. NR: PCT/ES2015/070061
- Alvarez Rogel J., Martínez Sánchez, J.J., Carrasco Blázquez, L., Marín Semitiel, C. 2006. A Conceptual Model of Salt Marsh Plant Distribution in Coastal Dunes of Southeastern Spain. *Wetlands*, 26: 703-717.
- Álvarez Rogel, J., Alcaraz Ariza, F., Ortiz Silla, R. 2000. Edaphic gradients and plant zonation in mediterranean salt-marshes of SE Spain. *Wetlands*, 20: 357-372.
- Álvarez Rogel, J., Ortiz Silla, R., Vela de Oro, N., Alcaraz Ariza, F. 2001. The application of the FAO and US soil taxonomy systems to saline soils in relation to halophytic vegetation in SE Spain. *CATENA.*, 45: 73-84.
- Álvarez-Rogel J, Jiménez-Cárceles FJ, Egea C. 2006. Phosphorus and nitrogen content in the water of a coastal wetland in the Mar Menor lagoon (SE Spain): relationships with effluents from urban and agricultural areas. *Water Air Soil Pollut*, 173: 21–38.
- Alvarez-Rogel, J., Carrasco, L., Marín, C. M., Martínez-Sánchez, J. J. 2007a. Soils of a dune coastal salt marsh system in relation to groundwater level, micro-topography and vegetation under a semiarid Mediterranean climate in SE Spain. *Catena*, 69, 111-121.
- Alvarez-Rogel, J., González-Alcaraz, M.N.; Conesa Alcaraz, H.; Tercero Gómez, M.C.; Párraga-Aguado; I. María-Cervantes, I.; Jiménez-Cárceles, F.J. 2016a. Eutrofización y contaminación por residuos mineros en humedales del Mar Menor: comprendiendo los procesos biogeoquímicos para plantear posibles actuaciones de manejo. En Leon, V.M y J.M. Bellido. *Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado.* Madrid, Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad. 414 p. Temas de Oceanografía, 9. ISBN 978-84-95877-55-0.
- Álvarez-Rogel, J., Hernández Bastida, J., Ortiz Silla, R., Alcaraz, F. 1997. Patterns of spatial and temporal variations in soil salinity: an example of a natural salt marsh in a semiarid climate. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 11: 315-319.
- Álvarez-Rogel, J., Jiménez-Cárceles, F.J., Egea, C. 2007c. Phosphorous retention in a coastal salt marsh in SE Spain. *The Science of the Total Environment*, 378: 71-74.
- Álvarez-Rogel, J., Jiménez-Cárceles, F.J., Roca, M.J., Ortiz, R. 2007b. Changes in soils and vegetation in a Mediterranean coastal salt marsh impacted by human activities. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 73: 510-526.
- Álvarez-Rogel, J., Ramos-Aparicio, M.J., Delgado-Iniesta, M.J. & Arnaldos-Lozano, R. 2004. Metals in soils and above-ground biomass of plants from a salt marsh polluted by mine wastes in the coast of the Mar Menor Lagoon, SE Spain. *Fresenius Environmental Bulletin* 13, 274-278.
- Álvarez-Rogel, J., Tercero, M.C., Arce, M.I., Delgado, M.J., Conesa, H.M., González-Alcaraz, M.N. 2016b. Nitrate removal and potential soil N₂O emissions in eutrophic salt marshes with and without *Phragmites australis*. *Geoderma*. 282:49-58.
- Álvarez-Rogel, J.; Jiménez-Cárceles, F.J.; Egea Nicolás, C.; María-Cervantes, A.; González-Alcaraz, M.N.; Párraga Aguado, I.; Conesa Alcaraz, H.M. 2009. Papel de los humedales costeros del Mar Menor en la depuración de aguas eutrofizadas: el caso de la Marina del Carmolí. En Cabezas & Senent (Eds):

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico. Fundación Cluster-Instituto Euromediterráneo del agua. pp. 321-358

- Aoukour , Fakher . 2002. Evaluación de la degradación por sales y metales pesados en suelos rojos mediterráneos. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Aragon, C.; Jiménez-Martínez, J.; Gaqría-Aróstegui, J.L.; Hornero, J. 2009. Hidrogeología y recursos subterráneos en el área Campo de Cartagena-Mar Menor. En Cabezas & Senent (Eds): Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico. Fundación Cluster-Instituto Euromediterráneo del agua. pp. 85-108.
- Barmiento, S.H., van Gestel, C.A.M., Álvarez-Rogel J., González-Alcaraz MN. 2017. Influence of climate change on the multi-generation toxicity to *Enchytraeus crypticus* of soils polluted by metal/metalloid mining wastes. *Environmental Pollution*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.078>.
- Boesch, D.F; Brinsfield, R.B. 2000. Coastal eutrophication and agriculture: contributions and solutions. *Biological Resource Management: connecting science and policy*. 93-115.
- Canton, M.; Anschutz, P.; Coynel, A.; Posenaeere, P.; Auby, I.; Poirier, D. 2012. Nutrient export to an Eastern Atlantic coastal zone: first modeling+ and nitrogen mass balance. *Biogeochemistry*, 107: 361-377.
- Carreño, M.F. 2015. Seguimiento de los cambios de usos y su influencia en las comunidades naturales en la cuenca del Mar Menor, 1988-2009, con el uso de SIG y Teledetección. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Carreño, M.F., Esteve, M.A., Martínez, J., Palazón, J.A. and Pardo, M.T. 2008. Habitat changes in coastal wetlands associated to hydrological changes in the watershed. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 77, 475-483.
- Comín, F.; Sánchez Pérez, J.M.; Español, C.; Carranza, F.; Sauvage, S.; Antigüedad, I.; Zabaleta, A. *et al.*. Floodplain capacity to depollute water in relation to the structure of biological communities. *Ecological Engineering* (en prensa).
- Conesa, H.M., Evangelou, M.W., Robinson, B.H., Schulin, R. 2012a. A critical view of current state of phytotechnologies to remediate soils: still a promising tool? *Scientific World Journal*, 12: 1-10.
- Conesa, H.M., Jiménez-Cárceles, F. J. 2007. The Mar Menor lagoon (SE Spain): a singular natural ecosystem threatened by human activities. *Marine Pollution Bulletin*, 54, 839-849.
- Conesa, H.M., María-Cervantes, A., Álvarez-Rogel, J., González-Alcaraz, M.N. 2011. Influence of soil properties on trace element availability and plant accumulation in a Mediterranean salt marsh polluted by mining wastes: Implications for phytomanagement. *Science of the Total Environment*, 409, 4470-4479.
- Conesa, H.M., María-Cervantes, A., Álvarez-Rogel, J., González-Alcaraz, M.N. 2014. Role of rhizosphere and soil properties for the phytomanagement of a salt marsh polluted by mining wastes. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 11, 1353-1364.
- Conesa, H.M., Schulin, R. 2010. The Cartagena-La Unión Mining District (SE Spain): a review of environmental problems and emerging phytoremediation solutions after fifteen years research. *Journal of Environmental Monitoring*, 12:1225-1
- Conesa, H.M., Wieser, M., Studer, B., González-Alcaraz, M.N., Schulin, R. 2012b. A critical assessment of soil amendments (slaked lime/acidic fertilizer) for the phytomanagement of moderately contaminated shooting range soils. *Journal of Soils and Sediments*, 12: 565-575.
- David, M. B., L. E. Gentry, D. A. Kovacic & K. M. Smith, 1997. Nitrogen balance in and export from an agricultural watershed. *Journal of Environmental Quality* 26: 1038-1048.
- Elofsson K. 2010. Cost-effectiveness of the Baltic Sea action plan. *Mar Policy*, 34:1043-1050.
- Esteve Selma, M.A., Martínez Martínez, J.; Fitz, C.; Robledano, F.; Martínez Paz, J.M.; Carreño, M.F.; Guaita, N.; Martínez López, J.; Miñano, J. 2016. Conflictos ambientales derivados de la intensificación de los usos en la cuenca del Mar Menor: una aproximación interdisciplinar. pp. 79-

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

112. En Leon, V.M y J.M. Bellido. Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado. Madrid, Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad. 414 p. Temas de Oceanografía, 9. ISBN 978-84-95877-55-0.
- Esteve, M.A.; Carreño, M.F.; Robledano, F.; Martínez-Fernández, J.; Miñano, J. 2008. Dynamics of coastal wetlands and land use changes in the watershed: implications for the biodiversity. In Raymundo E. Russo (Ed.): Wetlands: Ecology, Conservation and Restoration. Nova Science Publishers. New York. pp. 133-175.
- Esteve, M.A.; Calvo, J.F. 2000. Conservación de la naturaleza y biodiversidad en la Región de Murcia. En: Calvo, J.F.; Esteve, M.A. y López Bermúdez, F. (Coord.). Biodiversidad. Contribución a su conocimiento y conservación en la Región de Murcia. Instituto del Agua y Medio Ambiente. Servicio de Publicaciones Universidad de Murcia.
- Farinós, P., F. Robledano, Ma F. Carreño. 2016. Las aves acuáticas del Mar Menor: respuesta al cambio ambiental a distintas escalas. En Leon, V.M y J.M. Bellido (Eds). Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado. Madrid, Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad. Temas de Oceanografía, 9. pp 213-240.
- Faz, A., Gómez-López, M.D., Zornoza, R., Acosta, J.A., Martínez-Martínez, S., Gómez-Garrido, M. 2014. Composición para la rehabilitación de suelos. Universidad Politécnica de Cartagena. NR: ES 2 450 090 B1
- Fernández, J.A., Esteban, A., Conesa, E., Ochoa, J., Álvarez-Rogel, J. 2012. Nitrate Evolution in Soil, Leaching Water, and Lettuce Plant Crops using Different Fertilization Strategies. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 43:2467-2483.
- García Lorenzo, M.L.; Marimón, J.; Navarro Hervás, M.C.; Pérez Sirvent, C.; Martínez Sánchez, M.J.; Molina Ruiz, J. 2016. Impact of acid mine drainages on surficial waters of an abandoned mining site. Environ Sci Pollut Res () 23:6014–6023.
- García Lorenzo, María de la Luz. 2009. Evaluación de la contaminación por vía hídrica de elementos traza en áreas con influencia de actividades minero-metalúrgicas. Aplicación a la Sierra Minera de Cartagena-la Unión. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- García Pintado, J.; Barberá, G.; Martínez-Mena, M.; Albaladejo, J.; Erena, M.; Castillo, V. 2009. Caracterización y evaluación de fuentes antrópicas de nutrientes transportados por la rambla del Albuñón hacia el Mar Menor. In Cabezas & Senent (Eds): Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico. Fundación Cluster-Instituto Euromediterráneo del agua. pp. 167-206.
- García-Aróstegui, J.L., Jiménez-Martínez, J.; Baudron, P.; Hunink, J.; Contreras, S.; Candela, L. 2016. Las aguas subterráneas en el Campo de Cartagena-Mar Menor. En Leon, V.M y J.M. Bellido. Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado. Madrid, Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad. 414 p. Temas de Oceanografía, 9. ISBN 978-84-95877-55-0.
- García-Lorenzo, M.L.; Martínez-Sánchez, M.J.; Pérez-Sirvent, C. 2014c. Application of a plant bioassay for the evaluation of ecotoxicological risks of heavy metals in sediments affected by mining activities. J. Soils Sediments 14:1753–1765
- García-Lorenzo, M.L.; Martínez-Sánchez, M.J.; Pérez-Sirvent, C; Agudo, I.; Recio, C. 2014b. Isotope geochemistry of waters affected by mining activities in Sierra Minera and Portman Bay (SE, Spain). Applied Geochemistry 51,139–147.
- García-Lorenzo, M.L.; Pérez-Sirvent, C; Martínez-Sánchez, M.J.; Molina-Ruiz, J. 2012a. Trace elements contamination in an abandoned mining site in a semiarid zone. Journal of Geochemical Exploration 113) 23–35
- García-Lorenzo, M.L.; Pérez-Sirvent, C; Martínez-Sánchez, M.J.; Molina Ruiz, J.; Tudela, M.L. 2012b. Spatial distribution and sources of trace elements in sediments affected by old mining activities. Environ Monit Assess 184:7041–7052
- García-Lorenzo, M.L.; Pérez-Sirvent, C; Molina-Ruiz, J.; Martínez-Sánchez, M.J. 2014a. Mobility indices for

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

the assessment of metal contamination in soils affected by old mining activities. *Journal of Geochemical Exploration* 147, 117–129.

- García-Pintado, J., Martínez-Mena, M., Barberá, G.G., Albadalejo, J., Castillo, V.M. 2007. Anthropogenic nutrient sources and loads from a Mediterranean catchment into a coastal lagoon: Mar Menor, Spain. *Science of the Total Environment*, 373: 220-239.
- González Alcaraz, M.N.; Egea, C., Jiménez-Cárceles ,F.J., Párraga, I., María-Cervantes, A., Delgado, M.J., Álvarez-Rogel, J. 2012a. Storage of organic carbon, nitrogen and phosphorus in the soil-plant system of *Phragmites australis* stands from a eutrophicated Mediterranean salt marsh. *Geoderma*, 185-186: 61-72.
- Gonzalez Ciudad, E. 2014. Evaluación en nave cerrada de los riesgos para la salud en tecnosoles procedentes de residuos de minería polimetálica. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia
- González-Alcaraz, M.N., Álvarez-Rogel, J. 2013. Liming and vegetation favor Fe-mobilization in eutrophic wetland soils affected by mine wastes. *Ecological Engineering*, 53, 183-193.
- González-Alcaraz, M.N., Álvarez-Rogel, J., María-Cervantes, A., Egea, C., Conesa, H.M. 2012b. Evolution and phosphorus fractionation in saline Spolic Technosols flooded with eutrophic water. *Journal of Soils and Sediments*, 12, 1316-1326.
- González-Alcaraz, M.N., Conesa, H.M., Álvarez-Rogel, J. 2013a. Nitrate removal from eutrophic wetlands polluted by metal-mine wastes: Effects of liming and plant growth. *Journal of Environmental Management*, 128, 964-972.
- González-Alcaraz, M.N., Conesa, H.M., Álvarez-Rogel, J. 2013b. When liming and revegetation contribute to the mobilization of metals: learning lessons for the phytomanagement of metal-polluted wetlands. *Journal of Environmental Management*, 116, 72-80.
- González-Alcaraz, M.N., Conesa, H.M., Tercero, M.C., Schulin, R., Álvarez-Rogel, J., Egea, C. 2011c. The combined use of liming and *Sarcocornia fruticosa* development for phytomanagement of salt marsh soils polluted by mine wastes. *Journal of Hazardous Materials*, 186, 805-813.
- González-Alcaraz, M.N., Conesa, H.M.; Álvarez-Rogel, J. 2013c. Phytomanagement of strongly acidic, saline eutrophic wetlands polluted by mine wastes: the influence of liming and *Sarcocornia fruticosa* in metals mobility. *Chemosphere*, 90, 2512-2519.
- González-Alcaraz, M.N., Egea, C., María-Cervantes, A., Jiménez-Cárceles, F.J., Álvarez-Rogel, J. 2011b. Effects of eutrophic water flooding on nitrate concentrations in mine wastes. *Ecological Engineering*, 37, 693-702.
- González-Alcaraz, M.N., Jiménez Cárceles, F.J., Egea, C., María-Cervantes, A., Párraga-Aguado, I., Álvarez-Rogel, J., Conesa, H.M. 2011a. Papel de los humedales costeros del Mar Menor en la depuración de aguas eutrofizadas: el caso de la Marina del Carmolí, En: *El Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico*. pp. 73-104. Instituto Euromediterráneo del Agua. Murcia.
- González-Alcaraz, M.N., van Gestel, C.A.M. 2015. Climate change effects on enchytraeid performance in metal-polluted soils explained from changes in metal bioavailability and bioaccumulation. *Environmental Research*, 142: 177-184.
- González-Alcaraz, N.N., van Gestel, C.A.M. 2016a. Metal/metalloid (As, Cd and Zn) bioaccumulation in the earthworm *Eisenia andrei* under different scenarios of climate change. *Environmental Pollution*, 215: 178-186.
- González-Alcaraz, N.N., van Gestel, C.A.M. 2016b. Toxicity of a metal(loid)-polluted agricultural soil to *Enchytraeus crypticus* changes under a global warming perspective: variations in air temperature and soil moisture content. *Science of the Total Environment*, 573: 203-211.
- Gren, I.M., Elofsson, K, Jannke, P. 1997. Cost-effective nutrient reductions to the Baltic Sea. *Environmental and Resource Economics* 10, 341-362.
- Gustafson, A., Fleischer, S., Joelsson, A. 2000. A catchment-oriented and cost-effective policy for water protection. 2000. *Ecological Engineering* 14, 419-427.

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

- Jiménez-Cárceles, F.J., Álvarez-Rogel, J. 2008. Phosphorus fractionation and distribution in salt marsh soils affected by mine wastes and eutrophicated water: A case study in SE Spain. *Geoderma*, 144: 299-309.
- Jiménez-Cárceles, F.J., Egea, C., Rodríguez-Caparrós, A.B., Barbosa, O.A., Delgado, M.J., Ortiz, R., Álvarez-Rogel, J. 2006. Contents of nitrogen, ammonium, phosphorus, pesticides and heavy metals, in a salt marsh in the coast of the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Fresenius Environmental Bulletin*, 15(5): 370-378.
- Jordan, E ; Correll, D ; Weller D. 1997. Effects of agriculture on Discharges of Nutrients from Coastal Plain Watersheds of Chesapeake Bay. *Journal of Environmental Quality* 26: 836-848.
- Kabas, S., Arocena, J., Acosta, J.A., Faz, A., Martínez, S., Zornoza, R., Carmona, D.M. 2014. Syrian Bean-caper (*Zygophyllum fabago* L.) Improves Organic Matter and Other Properties of Mine Wastes Deposits. *Journal of Phytoremediation* 16, 366-378.
- Kabas, S., Faz, A., Acosta, J.A., Arocena, J., Zornoza, R., Martínez, S., Carmona, D.M. 2014. Marble Wastes and Pig Slurry Improve the Environmental and Plant-relevant Properties of Mine Tailings. *Environmental Geochemistry and Health* 64, 168-175.
- Kabas, S., Faz, A., Acosta, J.A., Zornoza, R., Martínez, S., Carmona, D.M., Bech, J., 2012. Effect of marble waste and pig slurry on the growth of native vegetation and heavy metal mobility in a mine tailing pond. *Geochemical Exploration* 123, 69-76.
- Kronvang, B., Svendsen, L.M., Jensen, J.P., Dørge, J., 1999. "Scenario analysis of nutrient management at the river basin scale." *Hydrobiologia* vol. 410, pp. 207–212.
- Lacroix, A., Beaudoin, B., Makowsk, D. 2005. Agricultural water nonpoint pollution control under uncertainty and climate variability. *Ecological Economics* 53, 115– 127.
- León, V., Moreno-González, R.; Campillo, J.A. 2016. Contaminantes orgánicos regulados y emergentes en el Mar Menor. En León, V.M y J.M. Bellido. *Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado*. Madrid, Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad. 414 p. Temas de Oceanografía, 9. ISBN 978-84-95877-55-0.
- Lloret, J.; Marín, A.; Marín-Guirao, L.; Velasco, J. 2005. Changes in macrophytes distribution in a hypersaline coastal lagoon associated with the development of intensively irrigated agriculture. *Ocean & Coastal Management*, 48, 828-842.
- Mantilla Orduz, W. 2010. Desertificación de zonas agrícolas por degradación química en ambientes semiáridos: aplicación Campo de Cartagena (Murcia). Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- María-Cervantes, A., Conesa, H.M., González-Alcaraz, M.N., Álvarez-Rogel, J. 2010. Rhizosphere and flooding regime as key factors for the mobilization of arsenic and potentially harmful metals in basic mining polluted salt marsh soils. *Applied Geochemistry*, 25, 1722-1733.
- María-Cervantes, A., Conesa, H.M., González-Alcaraz, M.N., Álvarez-Rogel, J. 2011. Mobilisation of As and trace metals in saline, acidic Spolic Technosols: the role of the rhizosphere and flooding conditions. *Journal of Soils and Sediments*, 11, 800-814.
- María-Cervantes, A., Jiménez-Cárceles, F.J., Álvarez-Rogel, J. 2009. As, cd, Cu, Mn, Pb, and Zn contents in sediments and mollusks (*Hexaplex trunculus* and *Tapes decussatus*) from coastal zones of a Mediterranean lagoon (Mar Menor, SE Spain) affected by mining wastes. *Water, Air and Soil Pollution*, 200, 289-304.
- Marimón Sánchez, J.2016. Valorización de residuos industriales en el desarrollo de técnicas de tratamiento innovadoras en la recuperación de suelos contaminados en la Región de Murcia. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Marín-Guirao, L., Cesar, A., Marín, A. & Vita, R. 2005b. Assessment of sediment metal contamination in the Mar Menor costal lagoon (SE Spain): Metal distribution, toxicity, bioaccumulation and benthic community structure. *Ciencias Marinas* 31, 413-428.
- Marín-Guirao, L., Cesar, A., Marín, A., Lloret, J. & Vita, R. 2005a. Establishing the ecological quality status of

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

soft-bottom mining-impacted coastal water bodies in the scope of the Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 50, 374-387.

- Marín-Guirao, L., Marín-Atucha, A., Lloret-Barba, J., Martínez-López, E. & García-Fernández, A.J. 2005c. Effects of mining wastes on a seagrass ecosystem: metal accumulation and bioavailability, seagrass dynamics and associated community structure. *Marine Environmental Research* 60, 317-337.
- Martínez Fernández J., Esteve M.A., Martínez-Paz J.M., Carreño F., Robledano, F., Ruiz M., Alonso F. 2007. Simulating management options and scenarios to control nutrient load to Mar Menor, Southeast Spain. *Transitional Waters Monographs. TWM, Transit. Waters Monogr.* 1: 53-70.
- Martínez Fernández, J. & M. A. Esteve Selma, 2003. El papel de las aguas subterráneas en la exportación de nutrientes de origen agrícola hacia la laguna del Mar Menor. In Fornés, J.M. & R. Llamas (eds), *Conflictos entre el desarrollo de las aguas subterráneas y la conservación de los humedales: litoral mediterráneo*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, 191–213.
- Martínez Fernández, J., Esteve, M.A., Robledano, F., Pardo, M.T., Carreño, M.F. 2005. Aquatic birds as bioindicators of trophic changes and ecosystem deterioration in the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Hydrobiologia*, 550: 221-235.
- Martínez Fernández, J., Fitz, C., Esteve, MA, Guaita, N., Martínez-López, J. 2013. Modelización del efecto de los cambios de uso del suelo sobre los flujos de nutrientes en cuencas agrícolas costeras: el caso del Mar Menor (Sudeste de España). *Ecosistemas* 22(3):84-94
- Martínez López, S. 2010. El arsénico en suelos con influencia minera en ambientes semiáridos. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Martínez López, S.; Martínez-Sánchez, M.J.; Pérez-Sirvent, C; Bech, J.; Gómez Martínez, M.C; García Fernández, A.J. 2014. Screening of wild plants for use in the phytoremediation of mining-influenced soils containing arsenic in semiarid environments. *J. Soils Sediments* , 14:794–809
- Martínez P., Faz, Á., Acosta J.A., Carmona, D.M., Martínez, S. 2011. A multidisciplinary study for mining landscape reclamation. A study case on two tailing ponds in the Region of Murcia (SE Spain). *Physics and Chemistry of the Earth* 36, 1331-1344.
- Martínez Paz, J.M.; Martínez Fernández, J.; Esteve Selma, M.A. 2007. Evaluación económica del tratamiento de drenajes agrícolas en el Mar Menor (SE España). *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 215/216. 211-231.
- Martínez Sánchez y Pérez Sirvent. 2014. Diagnóstico y recuperación de la contaminación del suelo en portmán-sierra minera en: *El Portus Magnus del Mediterráneo Occidental. Pasado, presente y futuro de portmán*. Editor Pedro Baños. Servicio de Publicaciones Universidad de Murcia. 501 pag.
- Martínez Sánchez, M. J., Pérez Sirvent, C., *et al.* 2005.. Desertificación: Monitorización mediante indicadores de degradación química. Programa de iniciativa comunitaria INTERREG IIIB ESPACIO MEDOCC. Proyecto Desernet. Acción piloto Región de Murcia. 250pp. Ed. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente.
- Martínez Sánchez, M. J.; Pérez Sirvent, C y Martínez Martínez, L.B. 2017, en ejecución. Estudio de los sedimentos en suspensión en la columna de agua del Mar Menor en 2016.
- Martínez Sánchez, M. J.; Pérez Sirvent, C., 2009b. Análisis del estado de la contaminación del suelo en el sistema Campo de Cartagena - Mar Menor. 207-245. En: *el mar Menor. Estado actual del conocimiento científico*. 2009b.
- Martínez-Fernández, J.; Esteve-Selma, M.A; Martínez-Paz, J.M.; Carreño-Fructuoso, M.F.; Martínez-López, J.; Robledano, F.; Farinós, P. 2014. Trade-Offs Between Biodiversity Conservation and Nutrients Removal in Wetlands of Arid Intensive Agricultural Basins: The Mar Menor Case, Spain. En S. E. Jørgensen, N-B. Chang & F-L Xu (Eds.): *Ecological Modelling and Engineering of Lakes and Wetlands. Developments in Environmental Modelling*, Volume 26. pp. 275-310.
- Martínez-López J., Martínez-Fernández J., Naimi B., Carreño M.F., Esteve M.A. 2015. An open-source spatio-dynamic wetland model of plant community responses to hydrological pressures. *Ecological*

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

Modelling, 306: 326-333.

- Martínez-López, J.; Carreño, M.F.; Palazón-Ferrando, J.A.; Martínez-Fernández, J.; Esteve, M.A. 2016. Remote sensing of plant communities as a tool for assessing the condition of semiarid Mediterranean saline wetlands in agricultural catchments. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 26: 193-204.
- Martínez-Martínez, S., J.A. Acosta, A. Faz, D.M. Carmona, R. Zornoza, C. Cerda, 2013. Assessment of the lead and zinc contents in natural soils and tailing ponds from the Cartagena-La Unión mining district, SE Spain. *Journal of Geochemical Exploration*. 124, pp. 166 - 175.
- Martínez-Paz JM, Perni A, Martínez-Carrasco F. 2013. Assessment of the programme of measures for coastal lagoon environmental restoration using cost-benefit analysis. *Eur Plan Stud*, 21: 131-148.
- Martínez-Sánchez, M. J., Pérez-Sirvent, C., *et al.* 2009a. Manual de procedimientos para el diagnóstico y la monitorización de la desertificación mediante indicadores de degradación química (Método IADQS). Desertification diagnosis and monitoring by way of chemical degradation indicators produce handbook. Proyecto DESERTNET 2.. INTERREG IIIB. . ISBN 978-84-693-0003-9. 80 pp.
- Martínez-Sánchez, M. J., Pérez-Sirvent, C., *et al.* Niveles de fondo y niveles referencia de metales pesados en suelos de la Región de Murcia. . 2007. Universidad de Murcia y Consejería de Desarrollo Sostenible y Ordenación del Territorio, CARM. Murcia. 306 pp.
- Martínez-Sánchez, M.J.; García-Lorenzo, M.L.; Pérez-Sirvent, C; Bech, J. 2012. Trace element accumulation in plants from an aridic area affected by mining activities. *Journal of Geochemical Exploration* 123, 8-12.
- Martínez-Sánchez, M.J.; Martínez López, S.; Martínez Martínez, L.B.; Pérez Sirvent, C 2013. Importance of the oral arsenic bioaccessibility factor for characterising the risk associated with soil ingestion in a mining-influenced zone. *Journal of Environmental Management* 116 10-17.
- Martínez-Sánchez, M.J.; Pérez-Sirvent, C; Molina-Ruiz, J.; Tudela, M.L.; García Lorenzo, M.L. 2011. Monitoring salinization processes in soils by using a chemical degradation indicator. *Journal of Geochemical Exploration* 109, 1-7
- Mattikalli, N; Richards, K. 1996. Estimation of Surface Water Quality Changes in Response to Land Use Change: Application of The Export Coefficient Model Using Remote Sensing and Geographical Information System. *Journal of Environmental Management* 48: 263-282.
- Meissner, R., Seeger, J., Rupp, H., 2002. "Effects of agricultural land use changes on diffuse pollution of water resources." *Irrigation and Drainage*, vol. 51, pp. 119-127.
- Moreno-Cornejo, J., R. Zornoza, A. Faz, 2014. Carbon and nitrogen mineralization during decomposition of crop residues in a calcareous soil. *Geoderma*. 230-231, pp. 58 - 63. Elsevier, ISSN 0016-7061.
- Moreno-Cornejo, J., R. Zornoza, A. Faz, R.M. Rosales, 2013. Effects of pepper crop residues and inorganic fertilizers on soil properties relevant to C cycling and broccoli production. *Soil Use and Management*. 29, pp. 519 - 530. ISSN 1475-2743.
- Moreno-Cornejo, J., R. Zornoza, T.A. Doane, A. Faz, W.R. Horwath, 2015. Influence of cropping system management and crop residue addition on soil carbon turnover through the microbial biomass. *Biology and Fertility of Soils*. 51 - 7, pp. 839 - 845. ISSN 1432-0789.
- Moreno-González, R., Campillo, J.; García, V., León, V. M. 2013. Seasonal input of regulated and emerging organic pollutants through surface watercourses to a Mediterranean coastal lagoon. *Chemosphere*, 92, 247-257.
- Navarro Hervás, C.; Pérez Sirvent, C.; Martínez-Sánchez, M.J.; García-Lorenzo, M.L.; Molina-Ruiz, J. 2012 Weathering processes in waste materials from a mining area in a semiarid zone. *Applied Geochemistry* 27, 1991-2000.
- Navarro Hervas, Cortes. 2004. Movilidad y biodisponibilidad de metales pesados en el emplazamiento minero Cabezo Rajao (Murcia). Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

- Navarro, M.C.; C. Pérez-Sirvent, M.J. Martínez-Sánchez, J. Vidal, P.J. Tovar and J. Bech..2008. Abandoned mine sites as a source of contamination by heavy metals: A case study in a semi-arid zone. *Journal of Geochemical Exploration*, 96, 183–193.
- Pardo, M. T., Esteve, M .A., Giménez, A., Martínez-Fernández, J., Carreño, M. F., Serrano, J. and Miñano, J. 2008. Assessment of the hydrological alterations on wandering beetle assemblages (coleoptera: Carabidae and Tenebrionidae) in coastal wetlands of arid mediterranean systems). *Journal of Arid Environments*, 72: 1803– 1810.
- Pärm, J; Pinay, G.; Mander, U. 2012. Indicators of nutrients transport from agricultural catchments under temperate climate: A review. *Ecological Indicators*, 22: 412.
- Parra, A., Zornoza, R., Conesa, E., Gómez-López, M.D., Faz, A., 2016. Evaluation of the suitability of three Mediterranean shrub species for phytostabilization of pyritic mine soils. *Catena*, 136, pp. 59 - 65.
- Párraga Aguado, I., González-Alcaraz, M.N., Álvarez-Rogel, J., Conesa, H.M. 2014a. Assessment of the employment of halophyte plant species for the phytomanagement of mine tailings in semiarid areas. *Ecological Engineering*, 71: 598-604.
- Párraga-Aguado, I., Álvarez-Rogel, J., González-Alcaraz, M.N., Jiménez-Cárceles, F.J., Conesa, H.M. 2013a. Assessment of metal(loid)s availability and their uptake by *Pinus halepensis* in a Mediterranean forest impacted by abandoned tailings. *Ecological Engineering* 58: 84– 90.
- Párraga-Aguado, I., González-Alcaraz, M.N., Álvarez-Rogel, J., Jiménez-Cárceles, F.J., Conesa, H.M. 2013b. The importance of edaphic niches and pioneer plant species succession for the phytomanagement of mine tailings. *Environmental Pollution*, 176: 134-143.
- Párraga-Aguado, I., González-Alcaraz, M.N., Schulin, R., Conesa, H.M. 2015. The potential use of *Piptatherum miliaceum* for the phytomanagement of mine tailings in semiarid areas: role of soil fertility and plant competition. *Journal of Environmental Management*.158:74-84.
- Párraga-Aguado, I., López-Orenes, A., Ferrer-Ayala, M.A, González-Alcaraz, M.N., Conesa, H.M. 2016. Evaluation of the environmental plasticity in the xerohalophyte *Zygophyllum fabago* L. for the phytomanagement of mine tailings in semiarid areas. *Chemosphere*. 161: 259-265.
- Párraga-Aguado, I., Querejeta, J.I., González-Alcaraz, M.N., Conesa, H.M. 2014b. Metal(loid) allocation and nutrient retranslocation in *Pinus halepensis* trees growing on semiarid mine tailings. *Science of the Total Environment*, 485: 406 -414.
- Párraga-Aguado, I., Querejeta, J.I., González-Alcaraz, M.N., Jiménez-Cárceles, F.J., Conesa, H.M. 2014c. Elemental and stable isotope composition of *Pinus halepensis* foliage along a metal(loid) polluted gradient: implications for phytomanagement of mine tailings in semiarid areas. *Plant and Soil*, 379: 93-107.
- Pérez Espinosa, V. 2014. Inmovilización de elementos potencialmente tóxicos en zonas mineras abandonadas mediante la construcción de Tecnosoles y barreras reactivas permeables. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Pérez Ruzafa, A. & R. Aragón, 2003. Implicaciones de la gestión y el uso de las aguas subterráneas en el funcionamiento de la red trófica de una laguna costera. In Fornés, J. M. & R. Llamas (eds), *Conflictos entre el desarrollo de las aguas subterráneas y la conservación de los humedales: litoral mediterráneo*. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid: 215–245.
- Pérez Sirvent, C.; Hernández Pérez, C.; Martínez Sánchez, M.J.; García Lorenzo, M.L.; Bech. 2015. J. Geochemical characterization of surface waters, topsoils and efflorescences in a historic metal-mining area in Spain.. *J Soils Sediments* DOI 10.1007/s11368-015-1141-3.
- Pérez-Sirvent, C; Martínez-Sánchez, M.J.; Martínez López, S.; Bech, J.; Bolan, N. 2012. Distribution and bioaccumulation of arsenic and antimony in *Dittrichia viscosa* growing in mining-affected semiarid soils in southeast Spain. *Journal of Geochemical Exploration* 123 () 128–135.
- Pérez-Sirvent, C. Martínez-Sánchez, M.J., García-Lorenzo, M.L. Molina, J. Tudela, M.L 2009. Geochemical background levels of zinc, cadmium and mercury in anthropically influenced soils located in a semi-

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

- arid zone (SE, Spain). *Geoderma*, Volume 148, Issues 3-4, 15 January, Pages 307-317.
- Perni, A.; Martínez-Carrasco, F.; Martínez-Paz, J.M. 2011. Economic valuation of coastal lagoon environmental restoration: Mar Menor (SE Spain). *Ciencias Marinas*, 37: 175-190.
- Perni, A.; Martínez-Paz, J.M. 2013. A participatory approach for selecting cost-effective measures in the WFD context: The Mar Menor (SE Spain). *Science of the Total Environment*, 458–460: 303–311.
- Robledano F, Esteve M.A, Farinós P, Carreño M.F, Martínez J. 2010. Terrestrial birds as indicators of agricultural-induced changes and associated loss in conservation value of mediterranean wetlands. *Ecological Indicators*, 10: 274-286
- Robledano, F., Esteve, M.A., Martínez-Fernández, J., Farinos, P. 2011. Determinants of wintering waterbird changes in a Mediterranean coastal lagoon affected by eutrophication. *Ecological Indicators* 11. 395-406.
- Rodríguez Estrella, T. 2009. El Mar Menor: Geología y sus relaciones con las aguas subterráneas del continente. In Cabezas & Senent (Eds): *Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico*. Fundación Cluster-Instituto Euromediterráneo del agua. pp. 47-84.
- Ruiz, M. y Velasco, J. 2009. Nutrient Bioaccumulation in *Phragmites australis*: Management Tool for Reduction of Pollution in the Mar Menor. *Water, Air and Soil Pollution*. DOI 10.1007/s11270-009-0064-2.
- Science for Environment Policy. 2010. Irrigation threatening steppe birds in Mediterranean wetlands. *Science for Environment Policy, News Alert Issue*, 181. January 2010. European Commission DG Environment News Alert Service.
- Senent Alonso, M.; Martínez Vicente, D.; Cabezas, F.; García Aróstegui, J.L.; Baudron, P. 2009. Aproximación mediante modelización matemática a la evaluación de las descargas del acuífero cuaternario del Campo de Cartagena al Mar Menor (Murcia). In Cabezas & Senent (Eds): *Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico*. Fundación Cluster-Instituto Euromediterráneo del agua. pp. 109-130.
- Serrano, J.F.; Sironi, J.S. 2009. Cuantificación y evolución de la carga contaminante de nutrientes y plaguicidas en aguas del Mar Menor y su relación con los aportes hídricos de la Rambla del Albujón y otros aportes subterráneos. In Cabezas & Senent (Eds): *Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico*. Fundación Cluster-Instituto Euromediterráneo del agua. pp. 245-284.
- Tercero MC, Álvarez-Rogel, J., Conesa HM, Párraga, I, González-Alcaraz MN. 2016. Phosphorus retention and fractionation in soils and *Phragmites australis* plants in eutrophic wetlands: a one-year mesocosms experiment under fluctuating conditions. *Journal of Environmental Management*, 190: 197-207.
- Tercero, M.C., Álvarez-Rogel, J., Conesa, H.M., Ferrer, M.A., Calderón, A.A., López-Orenes, A., González-Alcaraz, M.N. 2015. The role of *Phragmites australis* in the biogeochemical processes of the water-soil-plant system under alternating flooding-drying conditions with eutrophic water: a one-year mesocosms experiment. *Plant and Soil*. 396:109-125.
- Tovar Frutos, P.J. 2009. Metodología de diagnóstico físico-químico e isotópico de aguas superficiales y sus fuentes contaminantes. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Trepel M. 2010. Assessing the cost-effectiveness of the water purification function of wetlands for environmental planning. *Ecol Complex*, 7: 320–326.
- Turner, K., Georgiou, S., Green, I.M., Wulff, F., Barret, S., Soderqvist, T., Bateman, I., Folke, C., Langaas, S., Zyllicz, T, Maler, K.G., Markowska, A. 1999. Managing nutrient fluxes and pollution in the Baltic: an interdisciplinary simulation study. *Ecological economics* 30, 333-352.
- Velasco, J.; Lloret, J.; Millan, A.; Marin, A.; Barahona, J.; Abellán, P.; Sánchez-Fernández, D. 2006. Nutrient and particulate inputs into the Mar Menor lagoon (SE Spain) from an intensive agricultural watershed. *Water, Air and Soil Pollution*, 176: 37-56.
- Vidal-Abarca, M.R., Esteve, M.A., Suárez, M.L. (Coordinadores), 2003. Los humedales de la Región de

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

Murcia. Dirección General del Medio Natural. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente de la Región de Murcia, Murcia, 50 pp.

- Vidal-Abarca, M.R.; Esteve, M.A.; Suárez, M.L.; Gómez, R.; Robledano, F.; Martínez, J.; Martínez, B. 1998. Análisis de viabilidad del uso de humedales para mitigar el efecto de los vertidos y drenajes agrícolas al Mar Menor. Informe técnico para la Confederación Hidrográfica del Segura. Murcia.
- Xue, Y., B. M. David, E. L. Gentry & D. A. Kovacic, 1998. Kinetics and modelling of dissolved phosphorus export from a tile-drained agricultural watershed. *Journal of Environmental Quality* 27: 917–922.
- Zanou, B.; Kontogianni, A.; Skourtos, M. 2003. A classification approach of cost effective management measures for the improvement of watershed quality. *Ocean & Coastal Management* 46: 957-983.
- Zanuzzi, A., Faz, A., Acosta, J.A. 2013. Chemical stabilization of metals in the environment: a feasible alternative for remediation of mine soils. *Environmental Earth Science* 70, 2623-2632.
- Zornoza, R., Acosta, J.A., Faz, A., Bååth, E. 2016. Microbial growth and community structure in acid mine soils after addition of different amendments for soil reclamation. *Geoderma* 272, 64-72.
- Zornoza, R., Acosta, J.A., Martínez-Martínez, S., Faz, A., Bååth, E. 2015. Main factors controlling microbial community structure and function after reclamation of a tailing pond with aided phytostabilization. *Geoderma* 245-246, 1-10.
- Zornoza, R., D.M. Carmona, J.A. Acosta, S. Martínez-Martínez, N. Weiss, A. Faz., 2012. The effect of former mining activities on contamination dynamics in sediments, surface water and vegetation in El Avenque stream, SE Spain. *Water, Air and Soil Pollution*. 223, pp. 519 – 532.
- Zornoza, R., Faz, A., Carmona, D.M., Acosta, J.A., Martínez, S., De Vreng, A. 2013. Carbon mineralization, microbial activity and metal dynamics in tailing ponds amended with pig slurry and marble waste. *Chemosphere* 90, 2606- 2613.
- Zornoza, R., Faz, A., Carmona, D.M., Kabas, S., Martínez-Martínez, S., Acosta, J.A. 2012. Plant Cover and Biochemical Properties in a Mine Tailing Pond Five Years after Application of Marble Wastes and Organic Amendments. *Pedosphere* 22, 22-32.
- Zornoza, R., Moreno-Barriga, F., Acosta, J.A., Muñoz, M.A., Faz, A. 2016. Stability, nutrient availability and hydrophobicity of biochars derived from manure, crop residues, and municipal solid waste for their use as soil amendments. *Chemosphere* 144, 122-130.

5. Depuración y Descontaminación de Aguas

Autores del Informe:

Faz Cano, Ángel
Lobera Lössel, Juan Bautista
Mora Navarro, José
Simón Andreu, Pedro

Miembros del Grupo de Trabajo "Depuración y Descontaminación de Aguas":

Faz Cano, Ángel (UPCT)
Lobera Lössel, Juan Bautista (IMIDA)
Marín Arnaldos, Francisco (CARM)
Marín Atucha, Arnaldo (UMU)
Mora Navarro, José (DG. Calidad Ambiental)
Simón Andreu, Pedro José (ESAMUR)
Torralla Mateu, Francisco (UMU)
Vicente García, José Ramón (DG Agua -CARM)

Coordinadora OISMA del Grupo de Trabajo:

Constán Nava, Soraya (Tragsatec)

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

OBJETIVOS

Los objetivos acordados en la primera reunión de este grupo son:

1. Identificar y tipificar los contaminantes que recibe el Mar Menor, así como sus fuentes.
2. Asesorar en las medidas de gestión para la reducción de contaminantes en los distintos afluentes de la laguna proponiendo las Mejores Técnicas Disponibles (MTD).

A continuación se detallan las ideas desarrolladas, dentro de cada objetivo, en este Informe:

1. Identificar y tipificar los contaminantes que recibe el Mar Menor, así como sus fuentes:

El Mar Menor sufre un proceso de eutrofización grave. Los elementos y materiales causantes primordiales de la eutrofización son: Nitrógeno (N) y Materia Orgánica (MO), y en menor medida Fósforo (P), aunque se debería hacer más hincapié en las relaciones con otros elementos nutrientes como por ejemplo el silicio (Si), que en la proporción de Redfield (1934) entre C:Si:N:P, que deberían encontrarse en una proporción de aproximadamente 106:16:16:1, sin desdeñar los aportes eólicos de hierro (Fe) a la laguna, ni la proporción N:K en 16:1, que influye en el crecimiento y desarrollo de distintos tipos de microalgas. Pero los contaminantes que llegan a la laguna son más numerosos y variados como: metales pesados y los contaminantes emergentes como: plaguicidas, antibióticos y otros medicamentos.

Los efectos de la eutrofización en los ecosistemas marinos están bien conocidos:

- Proliferación de algas que resulta en agua verde
- Reducida distribución de la vegetación acuática sumergida en profundidad
- Aumento del crecimiento de las molestas macroalgas
- Aumento de la sedimentación
- Aumento del consumo de oxígeno
- Agotamiento del oxígeno en el fondo del agua
- A veces, animales bentónicos y peces muertos.

Las fuentes principales de los elementos causantes de la eutrofización son: las aguas de diferentes orígenes como: agrícola, residuales urbanas, y las aguas procedentes de escorrentías causadas por lluvias torrenciales, además de la deposición seca de los óxidos nitrosos de motores de combustión interna, así como los vientos saharianos que aportan hierro. Las aguas proceden de: drenajes de parcelas agrícolas, escorrentías de lluvias, desbordes de alcantarillado municipal y de aguas subterráneas. Por otro lado sería conveniente controlar que las aguas pluviales no lleguen al Mar Menor. En este sentido, sería conveniente determinar qué Grupo de Trabajo se tiene que ocupar de este extremo.

El aporte de nitratos al Mar Menor es, principalmente, de origen agrícola y urbano, pero se piensa que también se aporta una fuente de nitrógeno, a partir de la deposición seca de los óxidos de nitrógeno procedentes de los gases de escape de vehículos a motor sobre todo de tipo diesel (entre los que cabe destacar a: turismos, camiones, embarcaciones de recreo a motor y aviones,

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

entre los más importantes). El P no se ha detectado a elevadas cantidades, y la DQO (Demanda Química de Oxígeno) es según las mediciones realizadas bastante baja, salvo en casos excepcionales de lluvias fuertes en los que se pueden producir alivios procedentes de las redes de alcantarillado municipales, si no tienen suficiente capacidad de almacenamiento y sobrepasan la capacidad de tratamiento de la planta depuradora. Las fuentes habituales de estos dos últimos elementos son las aguas residuales urbanas y de la erosión del suelo. Según García-Pintado *et al.* (2007), de datos históricos, el 50% del nitrógeno inorgánico disuelto proviene de fuentes agrícolas, mientras que el 70% del P total y el 91% del carbono orgánico provienen de fuentes puntuales urbanas. No obstante, con la construcción de las nuevas depuradoras de los municipios del entorno, que corresponden a instalaciones con tratamientos terciarios de última generación, los aportes se han reducido de manera muy importante y con las infraestructuras realizadas por las comunidades de regantes de la zona para reutilizar las aguas depuradas para riego, prácticamente han desaparecido los caudales vertidos por las depuradoras, reutilizándose en todos los casos para riego y, como ya se mencionó anteriormente, sólo en caso de alivios ocasionados por lluvias se están produciendo aportaciones a los cauces que desembocan en Mar Menor.

Con respecto a otras posibles fuentes se cree que la urbanización de “*Camping Caravaning*”, cerca de la Rambla del Albuñón, no cuenta con una red de alcantarillado (quizá cuente con una fosa séptica) y puede provocar infiltraciones de MO al Mar Menor, por lo que sería necesario investigar este tema y darle una solución.

Aunque las lluvias no son nada frecuentes, pero las que se han producido en estos dos últimos meses, nos hace pensar que el control de los alivios de las redes de alcantarillado es necesario y conveniente. La Dirección General del Agua está llevando a cabo obras consistentes en tanques de tormentas, que sin duda ayudarán a reducir el problema, pero posiblemente sea conveniente hacer estudios más profundos de gestión del alcantarillado en tiempo de lluvias para poder disminuir al máximo cualquier posibilidad de alivio. En la actualidad, desde la Dirección General de Calidad Ambiental se están identificando los puntos de vertido procedentes de la red de alivios de los, por ejemplo en Los Alcázares, en donde se está localizando la red de estos alivios aprovechando que se ha levantado la playa después de los episodios de lluvias torrenciales del pasado mes de diciembre de 2016.

En relación con la contaminación por metales pesados como consecuencia de las escorrentías procedentes del área minera del Mar Menor (en la sub-cuenca Sur de la laguna), el grupo considera que sería beneficiosa la participación en este Grupo de Trabajo de depuración de D^a María José Martínez, dado que ha trabajado en este ámbito. Asimismo, se propone que en las ramblas conocidas que realizan aportes de metales pesados a la laguna, se modifiquen las rocas actuales por un lecho de rocas de naturaleza caliza que favorezca la elevación del pH de las aguas de escorrentía y favorecer así el precipitado de los metales pesados que circulen por esas ramblas, antes de llegar al Mar Menor.

En cuanto a los contaminantes emergentes:

- **Productos farmacéuticos:** Teniendo en cuenta el trabajo de Moreno-González *et al.* (2014) en el que se muestra que se han encontrado 69 productos farmacéuticos a lo largo de cursos de agua costeros en 115 muestras de agua, se estima un total de 11,3 Kg de estos productos los que acceden anualmente a la laguna del Mar Menor, correspondiendo un 46% a antibióticos un 20% a antihipertensivos y un 18% a diuréticos, entre los más cuantiosos. No obstante estos datos hay que matizarlos, ya que las campañas de muestreo se realizaron en los años 2009 y 2010, cuando algunas de las infraestructuras de los regantes para llevarse el agua aún no estaban en servicio, especialmente las de la depuradora de Los Alcázares, por lo que actualmente el problema de este

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

tipo de vertidos será muchísimo menor.

- **Plaguicidas y herbicidas:** Según Moreno-González *et al.* (2013) se han detectado 70 contaminantes de distinta naturaleza con gran variabilidad diaria y estacional de su concentración en la Rambla del Albujión, incluyendo: pesticidas organofosforados, organoclorados, triazinas, bifenilos policlorados o hidrocarburos aromáticos policíclicos entre otros, predominando los insecticidas (9,2 Kg/año) durante el verano, y los herbicidas (7,4 Kg/año) durante el invierno, constatándose la importancia que tiene la carga contaminante que las avenidas hacen llegar a la costa mediterránea, siendo superior, en muchos casos, al total anual que accede a través de las escorrentías superficiales.

2. Asesorar en las medidas de gestión para la reducción de contaminantes en los distintos afluentes de la laguna, proponiendo las Mejores Técnicas Disponibles (MTD). (Nitratos)

Existen varios métodos que permiten la eliminación de nitratos pero ninguno de ellos resuelve por sí solo el problema, ya que dependiendo de las necesidades, características y circunstancias del mismo, será más acertado emplear uno u otro método.

El nitrato es un anión estable y altamente soluble en agua con un bajo potencial para la co-precipitación o adsorción, lo que conduce a que los tratamientos convencionales de aguas como la filtración o el ablandamiento no sean adecuados para su eliminación. En general, los métodos físico-químicos permiten una eliminación efectiva de los nitratos en aguas contaminadas, concentrándolos en una segunda corriente. Este Grupo de Trabajo entiende que hay dos tipos de gestión para reducir la carga de contaminantes en los afluentes del Mar Menor, dependiendo de si se trata de aguas superficiales o si son aguas subterráneas:

A) Descontaminación y depuración de aguas superficiales

La descontaminación y depuración de las aguas superficiales que llegan al Mar Menor puede hacerse mediante las MTD actuales (Kapoor y Viraraghavan, 1997), a las que habría que añadir la opción que se ha consensuado como la más conveniente por parte del Comité de Expertos consistente en un filtro verde en la desembocadura del Albujión. A continuación se comentarán las tecnologías mencionadas:

2.1.- Intercambio aniónico

Entre todos estos métodos, el tratamiento que ofrece los costes más bajos, unido a su grado de desarrollo es el de Intercambio iónico o más acertadamente aniónico, que consiste en utilizar columnas de intercambio aniónico en las que el anión nitrato va a ser intercambiado por aniones cloruro o bicarbonato de la resina. Una vez agotada la resina, se regenera con una disolución concentrada de cloruro de sodio o de bicarbonato de sodio. El principal inconveniente que presenta esta tecnología es el asociado a la regeneración de la resina, por lo que se presenta el agua de mar como una valiosa alternativa para regenerar la columna. No obstante sigue existiendo el problema de qué hacer con ese “concentrado” de nitratos.

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

2.2.- Ósmosis Inversa

Un tratamiento que conduce no sólo a la eliminación de los nitratos en aguas, sino que garantiza alcanzar los límites adecuados para considerar el agua tratada como aceptable para su utilización es la Ósmosis Inversa. Este método consiste en forzar el movimiento del disolvente en sentido inverso, haciendo que atraviese la membrana semipermeable y dejando el nitrato y otras especies iónicas a eliminar al otro lado de la membrana. Los problemas asociados con la implementación de esta técnica están relacionados mayoritariamente con la presión empleada y con los relativos a las membranas (ensuciamiento, compactación y deterioro con el uso), por el contacto de las mismas con materia soluble y materia orgánica, bien como partículas coloidales o en suspensión. Asimismo, también se ven afectadas por las variaciones de pH del agua y por la exposición al cloro. También tiene el problema del “concentrado” de la salmuera con una muy elevada concentración de nitratos.

2.3.- Electrodialisis

El tratamiento de eliminación de nitratos en aguas mediante Electrodialisis es un proceso muy semejante al de ósmosis inversa, salvo que en este caso se produce la transferencia de iones a través de una membrana semipermeable de intercambio iónico desde una disolución más concentrada a otra menos concentrada por la aplicación de una corriente eléctrica directa. Aunque se han logrado altos niveles en la reducción de la concentración de los nitratos en agua, se han detectado problemas importantes en el caso de tratar aguas con bajo contenido en sales de calcio y magnesio. Asimismo, la membrana a través de la cual pasan los iones, es específica de cationes o de aniones, reduciendo su versatilidad. Puesto que es una técnica de concentración, sigue teniendo los mismos problemas que los sistemas anteriores.

2.4.- Bioelectrogénesis

A pesar de los esfuerzos investigadores hacia esta técnica, la Bioelectrogénesis se encuentra todavía en fase de desarrollo, alcanzándose una actividad electrógena de entre 254 y 418 mV y entre 1,37 y 3,87 mA (Raghavulu *et al.*, 2013). La bioelectrogénesis es un proceso mediante el cual ciertas bacterias pueden oxidar la materia orgánica y transmitir electrones a una superficie dada, generada una superficie conductora (por ejemplo, superficie de grafito). Este tipo de bacterias se denominan bacterias electrogénicas. Para aprovechar la descomposición de la materia orgánica las pilas de combustible microbianas (MFC, Microbial Fuel Cell), permiten convertir la energía química contenida en la materia orgánica en energía eléctrica mediante la acción de las bacterias. El concepto de la electrogénesis microbiana es la “comunicación” entre las bacterias y un material conductor en el que puedan depositar o aceptar electrones. Hay una cámara anódica anaerobia, con un electrodo en donde las bacterias actúan sobre la materia orgánica y producen electricidad y CO₂, y separada de ella por una membrana selectiva a H⁺, hay otra cámara catódica aerobia con otro electrodo comunicado con el anterior en donde reaccionan O₂ + H⁺ → H₂O. Los últimos trabajos con la bacteria *Pseudomonas stutzeri* asistida con compuestos húmicos (Xiao *et al.*, 2016) parecen aumentar las esperanzas de contar con un nuevo método para mejorar la desnitrificación bacteriana.

2.5.- Desnitrificación química

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

La desnitrificación puede desarrollarse por un proceso químico mediante el empleo de hidróxido de hierro en presencia de un catalizador de cobre. Los resultados alcanzados mostraron que la relación requerida de hierro-nitrato era muy alta, la cual hace inviable cualquier aplicación industrial ya que el coste sería muy elevado produciéndose fangos con un alto contenido en hierro. También se ha utilizado aluminio en polvo en la desnitrificación química, donde se obtiene como producto principal amoníaco, al que es necesario eliminar mediante “*stripping*” con aire.

2.6.- Desnitrificación catalítica

Un método altamente atractivo y altamente prometedor que se presenta para la eliminación de nitratos es la Reducción o Desnitrificación Catalítica. Tanto los nitratos como los nitritos se pueden eliminar del agua empleando un agente reductor como hidrógeno, ácido fórmico, etc. Utilizando además un catalizador. En este proceso el nitrato seguiría la misma ruta de reacción que en la desnitrificación biológica hasta la formación de nitrógeno gas (N₂) (Prüsse *et al.*, 2008). Sin embargo, también aparece un producto no deseado, amonio. En la década de los 90 se emplearon catalizadores basados en metales nobles, los cuales sólo presentaban características adecuadas para la hidrogenación de nitritos. Es necesario el desarrollo de catalizadores bimetálicos para eliminar los nitratos y para alcanzar una selectividad alta hacia el producto no tóxico de la ruta de reacción, es decir el gas N₂. El método de preparación afecta en gran medida la actividad y la selectividad por lo que es también crucial la elección del soporte. El soporte más estudiado ha sido alúmina aunque también se han utilizado sílice, óxido de titanio, óxido de zirconio, carbón activado (Thielecke *et al.* (2007). Si bien, los resultados alcanzados son muy prometedores, en la actualidad no existen plantas industriales que desarrollen este tratamiento. Sin embargo, si la tendencia mostrada por la legislación a disminuir los niveles de nitratos persiste, esta técnica sería una buena candidata para lograr este fin.

2.7.- Desnitrificación biológica

Respecto a la desnitrificación biológica, método comúnmente y altamente efectivo, usado en el tratamiento de aguas tanto urbanas como industriales. La desnitrificación biológica se produce en condiciones anóxicas, en la que el nitrato es reducido hasta gas dinitrógeno (N₂) a través de varias etapas en serie en las que aparecen como productos intermedios: nitritos, óxido nítrico y óxido nítrico. El desarrollo de la desnitrificación biológica es factible tanto con bacterias heterótrofas como autótrofas. Las bacterias heterótrofas utilizan fundamentalmente como sustrato orgánico metanol, etanol y ácido acético que se emplean como aporte de carbono para el crecimiento celular. Los procesos de desnitrificación biológica heterótrofa se han aplicado a escala industrial en mayor medida debido fundamentalmente a la mayor velocidad con que se desarrolla este proceso. Los reactores de lecho fluidizado y de lecho fijo son los escogidos para desarrollar este tratamiento biológico, siendo los de lecho fluidizado los que proporcionan mayores velocidades en la eliminación de nitratos. Sin embargo, con estos sistemas de reacción, se requiere un mayor control del proceso. Aunque la desnitrificación biológica es muy efectiva en la eliminación de nitratos, presenta algunos inconvenientes entre los que se pueden incluir la reducción importante en la velocidad de desnitrificación cuando se opera a bajas temperaturas y la necesidad de un tratamiento posterior del agua debido fundamentalmente a la presencia de bacterias y del sustrato empleado, si éste efluente va ser utilizado para consumo de personas o de animales.

En la depuradora de Los Alcázares se están estudiando diversas tecnologías para llevar a cabo la desnitrificación, con el fin de contar con el máximo número de alternativas para el caso de que

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

hubiera que apoyar la solución prevista o sea necesario por cualquier otra razón. En primer lugar se estudió un sistema biológico consistente en un tratamiento biológico mediante bacterias desnitrificantes específicas, suministradas por el tecnólogo, y una filtración posterior, y con aporte de ácido acético como fuente de materia orgánica y ácido fosfórico. Con concentraciones elevadas de nitratos funcionó el sistema, con rendimientos del orden del 90 %, pero al pasar a concentraciones más elevadas de salmueras de desalación se generaron problemas y los resultados fueron mucho peores. No obstante, el coste de este sistema por el consumo de ácido acético es elevado y además se depende de la cepa de bacterias del tecnólogo.

También se está trabajando con la desnitrificación biológica, a partir de las bacterias desnitrificantes de las depuradoras de aguas residuales. Se han llevado a cabo pruebas en laboratorio, constatándose la viabilidad y ahora se está trabajando en una planta piloto de mayor tamaño en la depuradora de Los Alcázares. La principal problemática se ha derivado de la necesaria aclimatación de las bacterias desnitrificantes, que trabajan con un rango máximo de funcionamiento de unos 6.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, frente a valores superiores a los 20.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el agua problema en algunos casos, una gran variabilidad de las aguas a tratar y unas bajas temperaturas en el arranque, que dificultan las reacciones de desnitrificación. El aporte de materia orgánica se lleva a cabo mediante ácido acético. Los rendimientos de eliminación obtenidos, tras la fase de aclimatación, están siendo del orden del 90% con tiempos de retención de 1 día. Cuando el proceso de desnitrificación esté totalmente consolidado, se va a seguir trabajando en las condiciones de funcionamiento en dos líneas: Por una parte en intentar reducir los tiempos de retención, para poder encontrar el tamaño mínimo de la planta necesario y por otra en buscar otros posibles aportes de materia orgánica que sean adecuados y tengan bajo coste, para reducir el coste de la desnitrificación.

Posteriormente se estudió el sistema de bioelectrogénesis, con una planta piloto alimentada por el rechazo de una desalobrador. La mayor ventaja a priori de este sistema es que no necesita prácticamente materia orgánica para la desnitrificación, sino un consumo muy reducido de electricidad, por lo que presentaría grandes ventajas desde el punto de vista de los costes de desnitrificación. A nivel de laboratorio el sistema funcionó correctamente, pero al instalar una planta piloto y alimentarla con agua de rechazo de una desalobrador se generaron problemas dada la naturaleza del agua que tenía una concentración elevada de cloruros. Estos cloruros dieron lugar a la formación de derivados del cloro que actuaron como desinfectante, eliminando las bacterias que llevan a cabo el proceso de bioelectrogénesis. Se está trabajando actualmente en varias líneas para ver si se consigue resolver este problema.

También se está trabajando con la desnitrificación biológica, a partir de las bacterias desnitrificantes de las depuradoras de aguas residuales. Se han llevado a cabo pruebas en laboratorio, constatándose la viabilidad y ahora se está trabajando en una planta piloto de mayor tamaño en la depuradora de Los Alcázares. La principal problemática se ha derivado de la necesaria aclimatación de las bacterias desnitrificantes, que trabajan con un rango máximo de funcionamiento de unos 6000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, frente a valores superiores a los 20000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el agua problema en algunos casos, una gran variabilidad de las aguas a tratar y unas bajas temperaturas en el arranque, que dificultan las reacciones de desnitrificación. El aporte de materia orgánica se lleva a cabo mediante ácido acético. Los rendimientos de eliminación obtenidos, tras la fase de aclimatación, están siendo del orden del 90% con tiempos de retención de 1 día. Cuando el proceso de desnitrificación esté totalmente consolidado, se va a seguir trabajando en las condiciones de funcionamiento en dos líneas : Por una parte en intentar reducir los tiempos de retención, para poder encontrar el tamaño mínimo de la planta necesario y por otra en buscar otros posibles aportes de materia orgánica que sean adecuados y tengan bajo coste, para reducir el coste de la desnitrificación.

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

Dado que el humedal que se va a construir en la desembocadura de la rambla del Albuñón, ya ha sido explicado por parte de la Dirección General del Agua y se ha expuesto el proyecto definitivo, se comentarán algunos aspectos importantes en el siguiente apartado B de actuaciones en origen. Queremos resaltar que la puesta en marcha de este humedal será muy beneficiosa puesto que si es capaz de desnitrificar las aguas de la rambla del Albuñón, el problema estará resuelto, y si se da el caso de que no consiguiera llegar hasta los valores requeridos en el punto de vertido, el sistema de afino en el que se está trabajando llegaría hasta dichos límites ahorrando en reactivos, que es la parte con mayor coste del tratamiento. También será adecuado para eliminar algunas sustancias que pudieran llegar, tales como pesticidas o plaguicidas. Y por último resaltar la capacidad del humedal para homogeneizar los caudales que le lleguen, aspecto este de gran interés por si se necesitara emplear los métodos de apoyo a la desnitrificación.

Y ya para terminar, comentar que se van a probar también en la depuradora de Los Alcázares otros humedales alternativos, sugeridos por miembros del comité de la UMU y de la UPCT con el apoyo del CENTA, para evaluar su eficacia y su posible uso posterior.

B) Descontaminación y depuración de aguas profundas

Para el caso de las aguas profundas, y en el caso de la presencia de nitratos en las aguas, este Grupo de Trabajo, considera que hay que tener presente una serie de premisas importantes. El nitrógeno es un nutriente esencial para las plantas. Se absorbe del suelo y debe reemplazarse para mantener la fertilidad del terreno y la productividad agrícola. La mayor parte del nitrógeno se encuentra en el suelo de forma orgánica y las plantas sólo pueden utilizar el nitrógeno inorgánico (mineral), para ello debe ser descompuesto por los microorganismos del suelo de su forma orgánica a mineral. Pero esto entraña a su vez dos problemas: Primero: que es un proceso lento y que no siempre se produce en la cantidad requerida en cada momento por el cultivo; y Segundo: que los microorganismos son más activos cuando las condiciones son ideales para ellos, pero no para cuando los cultivos necesitan en mayor medida el nitrógeno, en muchos casos. Y por si esto no fuera poco, hay también dos orígenes principales de la contaminación del agua por nitratos: a) Si los cultivos no están en crecimiento, las plantas no consumen el nitrato producido por la acción de los microorganismos y éste, puede ser arrastrado por el agua de lluvia hasta los ríos y acuíferos; b) Los agricultores, al fertilizar los campos, pueden exceder las necesidades que las plantas presentan en cada momento, por lo que el fertilizante queda en el suelo y puede ser transportado por el agua de lluvia o de los riegos y contaminar las aguas superficiales y subterráneas de la zona. Todos los trabajos publicados sobre la contaminación de los recursos de agua por nitratos concluyen claramente que el lixiviado de los fertilizantes agrícolas es el principal origen. Pero el problema es más por las prácticas agrícolas en general, que por el uso en sí de los abonos artificiales. Ya que según el trabajo de Pellicer *et al.* (2009) la lixiviación de nutrientes resulta consecuente con la cantidad de agua percolada, más que de la cantidad de nitratos adicionada. Pero la concentración de nitratos en ríos y aguas subterráneas se ha incrementado de manera constante durante la segunda mitad del siglo XX y es de prever que la concentración de nitratos en el agua de los acuíferos continúe incrementándose, en los acuíferos, porque incluso si estos compuestos se prohibieran en su conjunto de manera instantánea, o las tierras dejaran de ser cultivadas en la actualidad, seguirían incrementándose los niveles de nitratos durante años, debido al tiempo de retraso que existe entre la aplicación del fertilizante y su aparición en las muestras de aguas (Mariñosa, 2014).

Es por todo esto que, este Grupo de Trabajo, recomienda actuar en origen mediante las siguientes pautas:

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

* De manera preventiva:

- Reduciendo la utilización de los fertilizantes y haciendo un buen uso de los mismos, teniendo en cuenta la cantidad de nitrógeno presente en el suelo; y prestar especial cuidado al estiércol y abonos de origen animal esparciéndolo uniformemente y en cantidades adecuadas. Tener en cuenta la aplicación de los criterios de actuaciones en zonas hidrogeológicas de influencia agropecuaria (ZHINA), de acuerdo al informe de la Confederación Hidrográfica del Segura de fecha 26 de mayo de 2016.

- Modificando o mejorando determinadas prácticas agrícolas o de cultivos: por ejemplo: reducir los períodos de barbecho, cultivar transversalmente los terrenos en pendiente, evitar labores agrícolas en otoño y en periodos de lluvias intensas, realizar reforestaciones, etc.

* De forma correctiva:

Reducir su concentración en el agua mediante tratamiento: Filtros verdes y también posteriormente por intercambio iónico-resinas, ósmosis inversas-membranas y desnitrificación: biológica o bacteriana y catalítica, según necesidades de depuración y calidad del agua del efluente obtenido.

Los lixiviados procedentes de la actividad agrícola desarrollada en el Campo de Cartagena pueden ser tratados en origen a través de biofiltros o humedales artificiales.

Beneficios medioambientales. Los humedales artificiales están siendo ampliamente desarrollados en todo el mundo, como alternativa de bajo coste de instalación/operación/mantenimiento, alta integración medioambiental y mayor resistencia a las variaciones de carga que los sistemas convencionales (Vymazal *et al.*, 2006; Kadlec y Wallace, 2009). Estudios recientes han demostrado la remoción de nitrógeno, en sus diferentes formas, así como la carga orgánica del agua residual (Caballero, 2013; Caballero *et al.*, 2015).

Efectos a medio-plazo. Resultan efectivos para la depuración de aguas residuales y lixiviados, especialmente como tratamientos secundarios in situ, dado que la vegetación y microorganismos del sistema biológico pueden adaptarse a las condiciones del influente y metabolizar/inmovilizar diversos compuestos y potenciales contaminantes orgánicos e inorgánicos.

Datos operacionales. El sistema de depuración integral desarrollado por el Grupo GARSA-UPCT en colaboración con el IMIDA, el CIFEA y la Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente de la CARM, ha sido construido a escala semi-industrial y consta de diferentes módulos que van incrementando sucesivamente la eficiencia de remoción de los potenciales contaminantes del agua residual, incluyendo una balsa de estabilización (Polprasert y Kittipongviset, 2011). El sistema se encuentra en la propia explotación agrícola-ganadera. Posteriormente, se han diseñado y construido otros sistemas a escala industrial ubicados en otras explotaciones de la Región de Murcia. Los parámetros operacionales más señalados son: tiempo de retención hidráulica (TRH), estacionalidad, caracterización del influente, caudal de entrada, condiciones ambientales y escala de trabajo (Sehar *et al.*, 2015).

Aplicabilidad. Este sistema de depuración ha resultado bastante efectivo para la reducción de ciertos parámetros en aguas residuales tras una separación física en las propias explotaciones agrarias. Los contenidos de N orgánico descienden considerablemente así como las concentraciones de Cu y Zn. La depuración con estos sistemas conlleva un programa de seguimiento detallado de la evolución de los principales parámetros físico-químicos y microbiológicos del efluente así como el estudio de los procesos que se llevan a cabo en el interior del biofiltro, tanto los relativos a la acción del sustrato y de la planta como aquellos relacionados

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

con la interacción entre ambos. La Universidad Politécnica de Cartagena en colaboración con el IMIDA, cuenta con la patente del sistema de depuración integral “Humedal artificial y uso del mismo para la fitopurificación de efluentes líquidos- ES 2 363 363 B2” (Caballero-Lajarín *et al.*, 2012). De igual forma, los programas de seguimiento durante la aplicación del agua regenerada desarrollados por GARSA incluyen el estudio de la evolución del suelo, lixiviados y cultivos con una metodología que amplía, tanto en número de muestras como en parámetros a analizar, la Orden de 16 de junio de 2016 sobre programas actuación para las zonas vulnerables de la Región de Murcia.

Factores económicos. Cada celda de este tipo de humedal, tiene una capacidad depurativa media de 12 m³, con TRH que varían entre 3 y 7 días (Muñoz *et al.*, 2016), por lo que puede implementarse en explotaciones convencionales de tamaño medio para el tratamiento de aguas residuales o de lixiviados. Las proporciones de las celdas que constituyen el humedal son 27 m de largo x 2,5 m de ancho y 1 m de profundidad. Los costes de construcción se estiman en 25.000 €, para un sistema compuesto por 3 celdas, presentando unos costes de operación y mantenimiento muy reducidos, a lo que se une una mano de obra no especializada.

Implementación. El tratamiento con humedales artificiales consigue elevadas eficiencias de depuración, con la salvedad de Cl⁻, mientras que Na⁺ se ve más influenciado por factores relacionados con la estacionalidad y características del influente. La utilización del efluente obtenido debería considerarse como enmienda orgánica a aplicar en cultivos y suelos tolerantes a la salinidad. La aplicación del análisis del ciclo de vida en el estudio de la depuración con humedales ha demostrado una disminución en: depleción abiótica, eutrofización, acidificación y calentamiento global. Por otro lado, la valorización agronómica del efluente depurado supone la reducción del agua de riego necesaria.

La depuración de diversos influentes mediante sistemas integrales de tratamiento basados en biofiltros, persigue su regeneración atendiendo a los usos definidos en el RD 1620/2007, que establece tres calidades para la reutilización en suelo agrícola del agua regenerada. Además, los filtros verdes con macrófitas están recogidos en la Guía para la Aplicación del RD 1620/2007 por el que se establece el Régimen Jurídico de la Reutilización de las Aguas Depuradas (MAGRAMA, 2010a), como técnicas o prácticas para mejorar la calidad del agua regenerada.

Asimismo, la depuración de aguas residuales de origen ganadero en las propias explotaciones es medioambientalmente, económicamente y socialmente sostenible con este sistema. Así, el Grupo de Investigación GARSA cuenta con varias experiencias a escala industrial centradas en solucionar el problema de las deyecciones ganaderas en la Región de Murcia. En este sentido, cabe mencionar que el nuevo documento BREF “Intensive Rearing of Poultry or Pigs”, que se encuentra en proceso de revisión, incluye los humedales artificiales como técnica para el tratamiento de aguas residuales, con importantes porcentajes de remoción para N, P y microorganismos (Capítulo 4, apartado 4.15.2.2). Por su parte, la Guía de Mejores Técnicas del Sector Porcino (MAGRAMA, 2010 b), describe como técnica para el tratamiento de purines los procesos de nitrificación-desnitrificación, que de forma natural tienen lugar en el interior de los humedales artificiales descritos, gracias tanto a su diseño constructivo como a la optimización de los parámetros operacionales.

Conclusiones al informe

Consideramos que existe una excesiva focalización en el contenido de nitratos de las aguas como causa en exclusiva de la eutrofización de las aguas de la laguna del Mar Menor, y creemos que no



Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

se presta la debida atención a los contenidos y/o proporciones de otros elementos como: Silicio, Hierro y Potasio, aparte de los contenidos en Materia orgánica como fuente de Carbono y de Fósforo, y sus diferentes proporciones con respecto al Nitrógeno y entre ellos mismos. Todos estos elementos presentan un efecto e influencia, suficientemente probada, en el desarrollo de microalgas en las masas de aguas dulces y en las salobres, y en las alteraciones de los sistemas acuáticos. Por lo que se recomienda que en los siguientes análisis se tengan también en cuenta la inclusión de los niveles de estos elementos, en la medida de las posibilidades presupuestarias.

La existencia en las aguas que fluyen a la laguna de los denominados Contaminantes Emergentes (herbicidas, insecticidas, fungicidas y medicamentos tales como: antibióticos, antidepresivos, diuréticos, etc) pueden tener efectos directos e indirectos sobre la fauna y flora de este sistema acuático que en la actualidad se desconocen, por lo que sería conveniente un mayor esfuerzo de investigación en este sentido.

El flujo de metales pesados a la laguna, sobretudo en la sub-cuenca sur de la laguna (a través de las Ramblas: Del Beal, Ponce, Carrasquilla y del Miedo) en los casos de avenidas como consecuencia de episodios de lluvias torrenciales debe ser objeto de consideración, realizándose acciones que impidan o al menos rebajen las cantidades que se aportan. Una de las acciones que se aconseja desde este Grupo de Trabajo es la inclusión en los cauces de dichas ramblas de piedras de naturaleza calcárea o caliza para que cuando fluya el agua de lluvia estas piedras aumenten el pH del agua y favorezcan la precipitación de los metales pesados antes de su llegada al Mar Menor. Asimismo, se recomienda la realización de labores de reforestación para evitar escorrentías, para evitar que los metales pesados lleguen a la laguna.

Existen en la actualidad muchas técnicas disponibles que pueden ayudarnos a la eliminación de la contaminación por nitratos y otros elementos contaminantes, unas con un fundamento más físico, otras claramente químico, incluso las hay físico-químico y por supuesto hay también técnicas con un fundamento biológico (bacteriano), y cada una de ellas con sus “pro” y sus “contra” dependiendo del grado efectividad que se quiera conseguir y de los costes que se puedan asumir. De todas ellas este grupo se decanta a favor de la Desnitrificación biológica como una de las técnicas menos costosa y más efectivas de las que existen en la actualidad, y a la que se ha dedicado un gran esfuerzo investigador en las últimas décadas.

Los filtros verdes/humedales artificiales pueden ser unos buenos aliados en la lucha contra gran parte de los contaminantes de las aguas residuales, pero con una efectividad “no total” para conseguir un nivel de vertido a cauce público, por lo que la reutilización de sus efluentes, en parcelas agrícolas, es obligatoria. En caso necesario de realizar una depuración más exhaustiva, este Grupo de Trabajo considera que la aplicación de la técnica de Desnitrificación Biológica, sobre la base de reactores biológicos para el tratamiento de dichos efluentes, y situada a la salida de los filtros verdes puede ser una opción realista y muy efectiva, capaz de tratar grandes volúmenes de agua con unos tiempos de retención hidráulica muy bajos (12-18 horas) y una gran efectividad en la operación de desnitrificación.

La aplicación de purines como tal no es recomendable, por lo que se insta a su uso como biogás y compostaje. Se recomienda la realización de planes de control de alivios en Red de Alcantarillados Municipales. Se sugiere valorar la alternativa de los humedales en caso de que se plantee por parte de los agricultores y de la Confederación Hidrográfica del Segura la creación de balsas con salmueras. Se recomienda el desarrollo de planes de movilidad (carril bici, transporte público) para disminuir la deposición seca de nitrógeno.

Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

REFERENCIAS

- Caballero-Lajarín, A. 2013. Sistema de depuración de aguas residuales de origen ganadero. Humedales artificiales. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Cartagena. Cartagena, 307 pp.
- Caballero-Lajarín, A., Faz Cano, A., Lobera Lössel, J.B. 2012. Humedal artificial y uso del mismo para la fitopurificación de efluentes líquidos. Patent: ES 2 363 363 B2.
- Caballero-Lajarín, A.; Zornoza, R.; Faz, A.; Lobera, J.B.; Muñoz, M.A.; Domínguez-Oliver, S.G. 2015. Combination of Low-Cost Technologies for Pig Slurry Purification Under Semiarid Mediterranean Conditions. *Water Air Soil Pollut.* 226:341
- García-Pintado J., Martínez-Mena M., Barberá G.G., Albaladejo J. y Castillo V.M. 2006 "Anthropogenic nutrient sources and loads from a Mediterranean catchment into a coastal lagoon: Mar Menor, Spain" En: *Sci. Total Environ.* 373(1): 220-39.
- Kadlec, R.H., Wallace, S.D. 2009. *Treatment Wetlands*. CRC Press, Boca Raton, FL, USA.
- Kapoor A. y Viraraghavan T. 1997 "Nitrate removal from drinking water: Review" En *J. Environ Engineering* 123 (4): 371-80.
- MAGRAMA. 2010 a. Guía para la Aplicación del R.D. 1620/2007 por el que se establece el Régimen Jurídico de la Reutilización de las Aguas Depuradas. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Secretaría General Técnica-Centro de Publicaciones. Madrid. 128 pp.
- MAGRAMA. 2010 b. Guía de Mejores Técnicas Disponibles del Sector Porcino. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino. En: http://www.mapama.gob.es/es/ganaderia/publicaciones/GuiaMTDsSectorPorcino_tcm7-5872.pdf.
- Mariñosa R. 2014 Conferencia "El problema de los nitratos: Alternativas" Huesca 28 de mayo de 2014. Instituto Aragonés del Agua. Gobierno de Aragón.
- Moreno-González R., Campillo J.A., García V. y León V.M. 2013 "Seasonal input of regulated and emerging organic pollutants through surface watercourses to a Mediterranean coastal lagoon" En: *Chemosphere* 92 (3): 247-57.
- Moreno-González R., Rodríguez-Mozaz S., Gros M., Pérez-Cánovas E., Barceló D. y León V.M. 2014 "Input of pharmaceutical through coastal surface watercourses into a Mediterranean lagoon (Mar Menor, SE Spain): Sources and seasonal variations" En: *Sci. Total Environ.* 490: 59-72.
- Muñoz, M.A., Rosales, R.M., Gabarrón, M., Faz, A., J. A. Acosta. 2016. Effects of the Hydraulic Retention Time on Pig Slurry Purification by Constructed Wetlands and Stabilization Ponds. *Water Air Soil Pollut.* 227:293
- Pellicer C., Pérez A. y Abadía A. 2009 "Contaminación por nitratos de los suelos y aguas en el Campo de Cartagena" En: *Vida Rural* 286: 45-9.
- Polprasert, C., Kittipongvises, S. 2011. 4.10 - Constructed Wetlands and Waste Stabilization Ponds, In *Treatise on Water Science*, edited by Peter Wilderer, Elsevier, Oxford, pp. 277-299.
- Prüsse U., Thielecke N. y Vorlop K-D. 2008 "Catalysis in Water Remediation" En: *Handbook of Heterogeneous Catalysis Part 11: Environmental Catalysis* Ed. Wiley-VCH.
- Raghavulu S.V., Modestra J.A., Amulya K., Reddy C.N., y Venkata Mohan S. 2013 "Relative effect of bioaugmentation with electrochemically active and non-active bacteria on bioelectrogenesis in microbial fuel cell" En: *Bioresour. Technol.* 146: 696-703
- Sehar, S., Sumera, Naeem, S., Perveen, I., Ali, N., Ahmed, S. 2015. A comparative study of macrophytes influence on wastewater treatment through subsurface flow hybrid constructed wetland, *Ecol. Eng.*, 81, 62-69.
- Simón P.J. 2017 Comunicación personal. ESAMUR.
- Thielecke N. Vorlop K.D. y Prüsse U. 2007 "Long-term stability of an Au/Al₂O₃ catalyst prepared by incipient



Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor

wetness in continuous-flow glucose oxidation” En: Catal. Today 122: 266-9.

Vymazal, J., Greenway, M., Tonderski, k., Brix, H., Mander, U. 2006. Constructed wetlands for wastewater treatment. Wetlands Nat. Resour. Manage. 190, 69-96.

Xiao Z., Awata T., Zhang D., Zhang C., Li Z. y Katayama A. 2016 “Enhanced denitrification of *Pseudomonas stutzeri* by a bioelectrochemical system assisted with solid-phase humin” En: J. Biosci. Bioeng. 122(1): 85-91.

APÉNDICE 15.

**ESTIMACIÓN EMISIONES DE GASES DE EFECTO
INVERNADERO DE LA INSTALACIÓN Y EXPLOTACIÓN DE
LAS ALTERNATIVAS DESCRITAS EN EL DOCUMENTO
“LÍNEA 5: EXTRACCIÓN DIRECTA DE LAS AGUAS
SUBTERRÁNEAS PARA EL DRENAJE DEL ACUÍFERO” Y
“LÍNEA 6: EXTRACCIÓN DE AGUAS SUBTERRÁNEAS POR
APROVECHAMIENTO MEDIANTE POZOS**

APÉNDICE 15.

ESTIMACIÓN EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO DE LA INSTALACIÓN Y EXPLOTACIÓN DE LAS ALTERNATIVAS DESCRITAS EN EL DOCUMENTO “LÍNEA 5: EXTRACCIÓN DIRECTA DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS PARA EL DRENAJE DEL ACUÍFERO” Y “LÍNEA 6: EXTRACCIÓN DE AGUAS SUBTERRÁNEAS POR APROVECHAMIENTO MEDIANTE POZOS”

Análisis de soluciones para el objetivo del vertido cero al
Mar Menor proveniente del Campo de Cartagena

ESTIMACIÓN EMISIONES DE GASES DE EFECTO
INVERNADERO DE LA INSTALACIÓN Y
EXPLOTACIÓN DE LAS ALTERNATIVAS DESCRITAS
EN EL DOCUMENTO “LÍNEA 5: EXTRACCIÓN
DIRECTA DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS PARA
EL DRENAJE DEL ACUÍFERO” Y “LÍNEA 6:
EXTRACCIÓN DE AGUAS SUBTERRÁNEAS POR
APROVECHAMIENTO MEDIANTE POZOS”



Índice

Índice	1
1 Introducción.....	3
2 Cambio climático	3
2.1 Principios de contabilidad	3
3 Fundamentos metodológicos.....	4
4 Consideraciones previas	4
5 Estimación de las emisiones de GEI	4
5.1 Construcción de red de drenaje perimetral.....	4
5.1.1 ALTERNATIVA 5.B	4
5.1.2 ALTERNATIVA 5.C	6
5.2 Captación en Rambla del Albuñón	7
5.3 Filtros verdes	9
5.4 Conducciones de transporte a planta de tratamiento	10
5.4.1 ALTERNATIVA 5.B	10
5.4.2 ALTERNATIVA 5.C	11
5.5 Planta desnitrificadora El Mojón	12
5.6 Impulsión a canal de riego (zona norte)	14
5.6.1 ALTERNATIVA 5.B	14
5.6.2 ALTERNATIVA 5.C	16
5.7 Emisario submarino.....	17
5.8 Desalobradoras individuales en parcela	18
5.9 Balsas de almacenamiento de salmueras.....	19
5.10 Salmueroductos.....	20
5.11 Sistema comunitario de pozos	22
5.12 Conducciones sistema de pozos a planta de tratamiento	23
5.13 Impulsiones y bombeo.....	24
5.14 Planta de tratamiento	25
6 Emisiones de las alternativas	26
6.1 Emisiones de la alternativa 5.A.....	26

6.2	Emisiones de la alternativa 5.B.....	27
6.3	Emisiones Alternativa 5.C.....	28
6.4	Emisiones Alternativa 6.A.....	29
6.5	Emisiones Alternativa 6.B.....	30
6.6	Comparativa de las emisiones de instalación y explotación de las diferentes alternativas.....	31
7	Referencias bibliográficas.....	32

1 Introducción

El presente documento recoge la estimación de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI en adelante) arrojadas a la atmósfera como consecuencia de la ejecución de las obras necesarias para la instalación y/o explotación de las diferentes alternativas descritas en el documento "Actuación 5: Extracción directa de las aguas subterráneas para el drenaje del acuífero" y "Actuación 6: Extracción de aguas subterráneas por aprovechamiento mediante pozos".

2 Cambio climático

El cambio climático es, en la actualidad, uno de los mayores problemas a los que se enfrenta la sociedad. La creciente emisión de GEI asociada al desarrollo industrial durante las últimas décadas ha provocado una complicada situación cuya solución está en manos de todos. No sólo los gobiernos tienen la capacidad de reducir las emisiones a través de compromisos internacionales, sino que desde otros niveles se puede ayudar en gran medida a la mitigación de los efectos del cambio climático.

2.1 Principios de contabilidad

La contabilidad de GEI requiere de unos principios que permitan unas estimaciones correctas y eficientes de cara a manejar los resultados con adecuación a la realidad, permitiendo una eficaz toma de decisiones. Los principios sobre los que se basa un cálculo de GEI son los siguientes:

- **RELEVANCIA:** Debe mostrar de una manera apropiada las emisiones de cada alternativa descrita para poder ser un factor objetivo a tener en cuenta en la toma de decisiones.
- **INTEGRIDAD:** La contabilidad debe hacerse de manera íntegra, es decir, teniendo en cuenta todas las emisiones que estén incluidas dentro del alcance determinado.
- **CONSISTENCIA:** La metodología utilizada debe ser consistente con estándares internacionales reconocidos y debe permitir la comparación a lo largo del tiempo. Cualquier cambio establecido que afecte a la consistencia de la comparación deberá ser debidamente documentado.
- **TRANSPARENCIA:** La estimación de las emisiones debe ser transparente. Las metodologías y las fuentes de información deben ser claramente reveladas y monitorizadas a través de auditorías transparentes.
- **PRECISIÓN:** Este principio se basa en la reducción de la incertidumbre en la medida que sea posible, evitando errores sistemáticos y utilizando un nivel de precisión suficiente para permitir una toma de decisiones acorde a la realidad.

3 Fundamentos metodológicos

Para la estimación de las emisiones de GEI derivadas de las diferentes alternativas descritas en el documento, se han seguido las directrices del protocolo internacional GHG Protocol, elaborado por el World Business Council For Sustainable Development (WBCSD) y el World Resource Institute (WRI), y reconocido por el IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), y se ha tenido en cuenta la norma ISO 14.064 parte 1 Especificaciones y orientaciones, a nivel de organización, para la cuantificación y la declaración de las emisiones y reducciones de gases de efecto invernadero.

Se han utilizado de forma específica, para cada fuente de emisión, parámetros de cálculo asociados a protocolos internacionales actualizados desarrollados por entidades como: IPCC, WRI, el Department for Environment Food and Rural Affairs (DEFRA); y otros documentos de consulta que aparecen en el epígrafe de referencias del presente informe.

4 Consideraciones previas

Para cada alternativa se ha realizado el estudio de las emisiones arrojadas a la atmósfera como consecuencia de la ejecución de la obra de la misma, así como las emisiones en la fase de explotación de cada una de ellas.

En aquellos casos en los que los datos eran insuficientes se han estimado las emisiones en base a una serie de supuestos e hipótesis que se concretan en cada caso.

5 Estimación de las emisiones de GEI

Se detalla a continuación la estimación de las emisiones de GEI generadas por la instalación y explotación de las diferentes actuaciones descritas en el documento:

5.1 Construcción de red de drenaje perimetral

5.1.1 ALTERNATIVA 5.B

Consistente en la instalación de una batería de drenes desde la Rambla del Albuñón hasta la planta desalobradora de El Mojón, y la ampliación del aprovechamiento de la Comunidad de Regantes Arco Sur. Estas actuaciones suponen un caudal de extracción de 12 hm³/año.

Instalación

Para la obtención de las emisiones se ha tenido en cuenta los siguientes elementos:

- Excavación en zanja

- Colocación dren colector con tubería corrugada de PVC
- Extendido de tierras
- Transporte de materiales

Las emisiones procedentes de la ejecución de la obra de instalación de la batería de drenes y ampliación del aprovechamiento de la Comunidad de Regantes Arco Sur se recogen en la siguiente tabla:

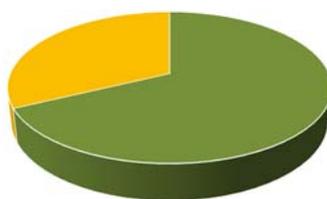
Concepto	Dato de actividad	Unidades	Emisiones (ton CO ₂)	Emisiones (ton CO ₂ /km de tubería)
Tubería PVC	112,35	ton	383,78	17,93
Consumo diésel	65.042,56	l	163,91	7,66
TOTAL			547,69	25,59

Explotación

Se ha supuesto que la red contiene dos bombas de 20 kW de potencia en los pozos de recogida de drenaje de la Rambla del Albuñón, y 2 bombas de 15 kW de potencia en los pozos de recogida de drenaje Los Narejos.

Concepto	Dato de actividad	Unidades	Emisiones (ton CO ₂ /año)	Emisiones (ton CO ₂ /Km de tubería y año)
Bombeo	604.800,00	kWh	260,06	12,15
TOTAL			260,06	12,15

Emisiones Red drenaje perimetral



- Instalación (ton CO2)
- Explotación (ton CO2/año)

5.1.2 ALTERNATIVA 5.C

Esta actuación contiene las infraestructuras previstas en la alternativa anterior añadiendo la construcción de 24 pozos en las zonas de con mayor productividad de descarga subterránea. Esta incluye la instalación de 24 pozos de extracción de agua con una sección de 312 mm y una profundidad de 300 m, cada uno de ellos dispone de una bomba de 2 kW de potencia.

Instalación

Para la obtención de las emisiones se ha tenido en cuenta los siguientes elementos:

- Excavación en zanja
- Colocación dren colector con tubería corrugada de PVC
- Extendido de tierras
- Transporte de materiales
- Construcción de 24 pozos de extracción de agua

Las emisiones procedentes de la ejecución de la obra de instalación de la batería de drenes y ampliación del aprovechamiento de la Comunidad de Regantes Arco Sur se recogen en la siguiente tabla:

Concepto	Dato de actividad	Unidades	Emisiones (ton CO ₂)	Emisiones (ton CO ₂ /km de tubería)
Tubería PVC	150,015	ton	512,91	23,97
Consumo diésel	68.442,56	l	172,48	8,06

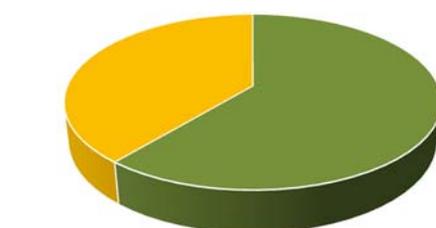
TOTAL		685,38	32,03
--------------	--	---------------	--------------

Explotación

Para el cálculo de las emisiones se ha supuesto que la red contiene dos bombas de 20 kW de potencia en los pozos de recogida de drenaje de la Rambla del Albujón, y 2 bombas de 15 kW de potencia en los pozos de recogida de drenaje Los Narejos; además de las 24 bombas de 2 kW de potencia de cada pozo instalado.

Concepto	Dato de actividad	Unidades	Emisiones (ton CO ₂ /año)	Emisiones (ton CO ₂ /Km de tubería y año)
Bombeo	1.019.520,00	kWh	438,39	20,49
TOTAL			438,39	20,49

Emisiones Red drenaje perimetral



- Instalación (ton CO₂)
- Explotación (ton CO₂/año)

5.2 Captación en Rambla del Albujón

Se trata de la instalación de una estación de bombeo para la captación de agua de la rambla con un caudal de 150 l/s e impulsión del agua captada de la rambla y los drenajes perimetrales de un caudal de 11,4 hm³/año a la red del norte, lo que conlleva la implantación de infraestructuras de recogida e impulsión del agua.

Instalación

Esta actuación prevé ampliar la estación de bombeo que se estima que ocupará unos 40 m² de superficie, esta instalación generaría unas emisiones:

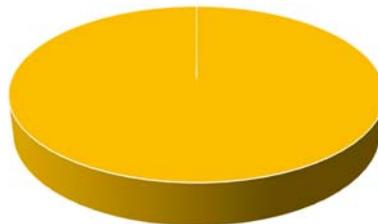
Concepto	Dato de actividad	Unidades	Emisiones (ton CO ₂)	Emisiones (ton CO ₂ /estación bombeo)
Aglomerado microasfáltico	4,80	ton	0,19	0,19
Consumo diésel	16,62	l	0,04	0,04
TOTAL			0,23	0,23

Explotación

A efectos de cálculo se ha supuesto que se dispondrán de dos bombas de 200 kW de potencia cuyo funcionamiento generaría las siguientes emisiones:

Concepto	Dato de actividad	Unidades	Emisiones (ton CO ₂ /año)	Emisiones (ton CO ₂ /estación)
Bombeo	3.456.000,00	kWh	1.486,1	1.486,1
TOTAL			1.486,1	1.486,1

Emisiones Captación Rambla del Albujión



- Instalación (ton CO₂)
- Explotación (ton CO₂/año)

5.3 Filtros verdes

El proyecto consiste en la instalación de 18 ha de un filtro verde consistente en unas balsas de sedimentación seguido de un grupo de humedales. Los humedales tendrán cierta pendiente para facilitar el flujo por gravedad y evitar el uso de bombas. La vegetación a implantar en los humedales será de tipo carrizo (Phragmites).

Además se instalará una serie de filtros verdes en la zona norte cuya superficie estimada sería de 36 ha.

Instalación

Se ha tenido en cuenta las siguientes unidades:

- Acondicionamiento de parcela
- Siembra de humedales
- Gestión de residuos

Las emisiones estimadas se presentan en la tabla siguiente:

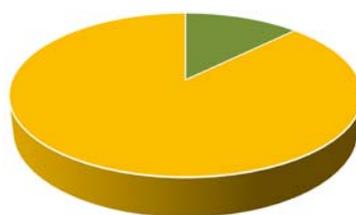
Concepto	Dato de actividad	Unidades	Emisiones (ton CO ₂)	Emisiones (ton CO ₂ /ha de filtro verde)
Consumo diésel	8.482,86	l	21,38	0,40
TOTAL			21,38	0,40

Explotación

Solo se dispone información del bombeo del filtro verde de 18 ha, cuyas emisiones se detallan a continuación:

Concepto	Dato de actividad	Unidades	Emisiones (ton CO ₂ /año)	Emisiones (ton CO ₂ /hade filtro verde y año)
Bombeo	345.600,00	kWh	148,61	8,26
TOTAL			148,61	8,26

Emisiones Filtros verdes



- Instalación (ton CO2)
- Explotación (ton CO2/año)

5.4 Conducciones de transporte a planta de tratamiento

5.4.1 ALTERNATIVA 5.B

Esta actuación propone la ampliación y adecuación de la red de aducción de agua subterránea cuyo fin es recoger las aguas captadas en la Rambla del Alujón y transportarlas hasta la planta de tratamiento de El Mojón, instalando un total de 22,8 km de red. Esta red presenta una capacidad de 11,4 hm³/año.

Instalación

Se ha tenido en cuenta las siguientes unidades:

- Excavación en zanja
- Colocación de drenes-colectores con tubería de PVC
- Extendido de tierras
- Transporte de materiales

Las emisiones estimadas se presentan en la tabla siguiente:

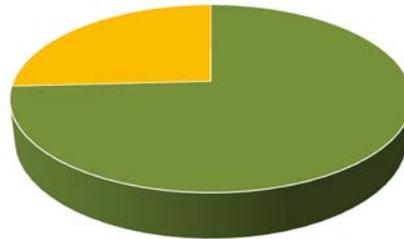
Concepto	Dato de actividad	Unidades	Emisiones (ton CO ₂)	Emisiones (ton CO ₂ /Km de tubería)
Tubería PVC	119,70	ton	408,89	17,93
Consumo diésel	138.740,92	l	349,63	15,33
TOTAL			758,52	33,27

Explotación

Para la fase de explotación de esta actuación se ha supuesto el consumo de dos bombas de 115 kW de potencia, estimando que trabajan 8 h al día durante todo el año:

Concepto	Dato de actividad	Unidades	Emisiones (ton CO ₂ /año)	Emisiones (ton CO ₂ /Km de tubería y año)
Bombeo	1.987.200,00	kWh	854,50	37,48
TOTAL			854,50	37,48

Emisiones Conducciones a plantas de tratamiento



- Instalación (ton CO₂)
- Explotación (ton CO₂/año)

5.4.2 ALTERNATIVA 5.C

Esta alternativa propone las mismas infraestructuras que la alternativa anterior pero con un dimensionamiento mayor, es decir, para un volumen de 20 hm³/año.

Instalación

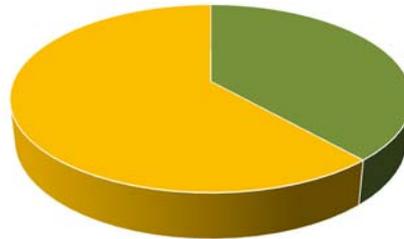
Las emisiones producidas por la construcción de las infraestructuras son las mismas que en la alternativa anterior porque solo varía el tipo de bomba instalada.

Explotación

Para la fase de explotación de esta actuación se ha tenido en cuenta el consumo de dos bombas de 245 kW de potencia, suponiendo que trabaja 8 h al día durante todo el año:

Concepto	Dato de actividad	Unidades	Emisiones (ton CO ₂ /año)	Emisiones (ton CO ₂ /Km de tubería y año)
Bombeo	2.822.400,00	kWh	1.213,63	53,23
TOTAL			1.213,63	53,23

Emisiones Conducciones a plantas de tratamiento



- Instalación (ton CO₂)
- Explotación (ton CO₂/año)

5.5 Planta desnitrificadora El Mojón

Esta actuación busca instalar una nueva planta desnitrificadora en el entorno de la ya existente planta desalobradoradora de El Mojón, y que tenga conexión a ella. Además, pretende ejecutar una ampliación de la desalobradoradora instalando dos nuevos depósitos para dar cabida a todo el volumen de agua esperado.

Instalación

No se dispone de información referente a las características de instalación de la planta, por lo que se ha supuesto unas dimensiones similares a las de la planta ya existente, tanto para la construcción de la desnitrificadora como para la ampliación de la desalobradoradora.

Las emisiones estimadas se presentan en la tabla siguiente:

Concepto	Dato de actividad	Unidades	Emisiones (ton CO ₂)	Emisiones (ton CO ₂ /ud)
Tubería PVC	2,94	ton	10,04	10,04
Consumo diésel	472.710,61	l	1.191,23	1.191,07
TOTAL			1.201,27	1.201,27

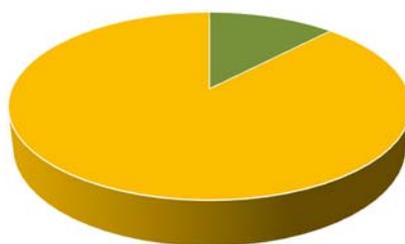
Explotación

No se dispone de datos, pero se conoce que se moverá un caudal de 11,4 hm³/año, por lo que se supondrá el uso de una bomba similar a anteriores actuaciones que preveían un volumen similar.

Además, se ha obtenido una estimación de las emisiones de proceso procedentes de la desnitrificación de los fangos activos, basándose en los datos disponibles:

Concepto	Dato de actividad	Unidades	Emisiones (ton CO ₂ /año)	Emisiones (ton CO ₂ /ud y año)
Bombeo	633.600,00	kWh	272,45	272,45
Fangos activos	65.068,49	gramos N/h	8.385,38	8.385,38
TOTAL			8.657,83	8.657,83

Emisiones Planta desnitricadora-desalobradora El Mojón



- Instalación (ton CO2)
- Explotación (ton CO2/año)

5.6 Impulsión a canal de riego (zona norte)

5.6.1 ALTERNATIVA 5.B

De la planta de desalobración de El Mojón se obtendrá un 70% de agua tratada que se pretende impulsar y reutilizar para riego. Para ello se proyecta implantar una red de 6.100 m de tubería y una estación de bombeo con una capacidad de 8hm³/año.

Instalación

Se ha tenido en cuenta las siguientes unidades:

- Excavación en zanja para colocación de tuberías
- Extendido de tierras
- Transporte de materiales
- Colocación de tuberías

Se ha supuesto una superficie de estación de bombeo de 40 m².

Las emisiones estimadas se presentan en la tabla siguiente:

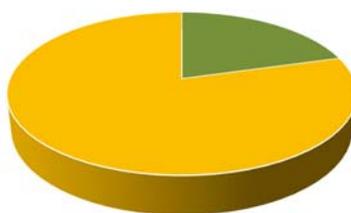
Concepto	Dato de actividad	Unidades	Emissiones (ton CO ₂)	Emissiones (ton CO ₂ /km de tubería)
Tubería PVC	32,03	ton	109,40	17,93
Consumo diésel	40.971,18	l	102,92	16,87
TOTAL			212,32	34,81

Explotación

Para la fase de explotación de esta actuación se ha considerado para estimar las emisiones el consumo del equipo de bombeo de 900 kW de potencia, suponiendo que trabaja 8 h al día durante todo el año:

Concepto	Dato de actividad	Unidades	Emissiones (ton CO ₂ /año)	Emissiones (ton CO ₂ /km de tubería)
Bombeo	1.900.800,00	kWh	817,34	133,99
TOTAL			817,34	133,99

Emissiones Impulsión a canal de riego



- Instalación (ton CO₂)
- Explotación (ton CO₂/año)

5.6.2 ALTERNATIVA 5.C

Esta alternativa plantea la misma infraestructura ampliando la capacidad del grupo de bombeo. Este tendrá una capacidad suficiente para garantizar la impulsión de un caudal de 1050 l/s durante 8 horas (adaptando el funcionamiento de dicho grupo al tipo de discriminación horaria al que se encontrará sujeto).

Instalación

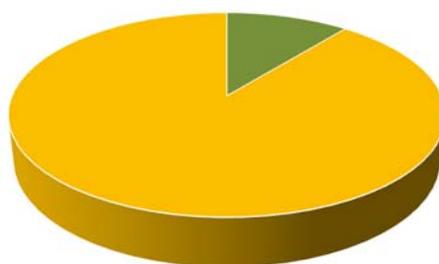
Las emisiones producidas por la construcción de las infraestructuras son las mismas que la alternativa anterior porque solo varía el tipo de bomba instalada.

Explotación

Para la fase de explotación de esta actuación se ha tenido en cuenta el consumo del equipo de bombeo de 1.414 kW de potencia, suponiendo que trabaja 8 h al día durante todo el año:

Concepto	Dato de actividad	Unidades	Emisiones (ton CO ₂ /año)	Emisiones (ton CO ₂ /km de tubería)
Bombeo	1.900.800,00	kWh	1.751,10	287,07
TOTAL			1.751,10	287,07

Emisiones Impulsión a canal de riego



- Instalación (ton CO₂)
- Explotación (ton CO₂/año)

5.7 Emisario submarino

Esta actuación proyecta la instalación de un emisario submarino para la evacuación de la salmuera proveniente de la desalobrador de El Mojón y el exceso de agua subterránea desnitrificada no admitida por la planta de tratamiento.

Instalación

Se ha tenido en cuenta las siguientes unidades:

- Dragado
- Excavación en zanja
- Hormigón
- Relleno de material
- Instalación de tubería

Las emisiones estimadas se presentan en la tabla siguiente:

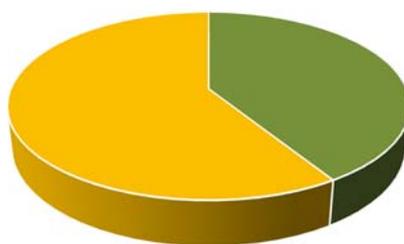
Concepto	Dato de actividad	Unidades	Emisiones (ton CO ₂)	Emisiones (ton CO ₂ /km de emisario)
Tubería PVC	30,68	Ton	104,79	17,93
Hormigón	1.927,40	Ton	254,26	43,52
Consumo diésel	8.542,17	l	21,53	3,68
TOTAL			380,58	65,13

Explotación

No se dispone de datos para la obtención de las emisiones en fase de explotación de esta actuación, se sabe que se quiere mover un caudal de 25 hm³/año, por lo que se ha obtenido un supuesto bombeo en función de las características de las actuaciones anteriores:

Concepto	Dato de actividad	Unidades	Emisiones (ton CO ₂ /año)	Emisiones (ton CO ₂ /km de emisario y año)
Bombeo	1.267.200,00	kWh	544,90	93,26
TOTAL			544,90	93,26

Emisiones Emisario submarino



- Instalación (ton CO₂)
- Explotación (ton CO₂/año)

5.8 Desalobradoras individuales en parcela

Consiste en la captación de aguas mediante pozos individuales en parcelas, que se desalobrarían en la propia parcela.

Instalación

Se pretenden instalar entre 400 y 465 unidades para el total del caudal a mover. Se ha supuesto una superficie de ocupación de 40 m² para cada desalobrador. Se toma el dato más conservador, por lo que se presupone que se instalarán 465 unidades.

Las emisiones estimadas se presentan en la tabla siguiente:

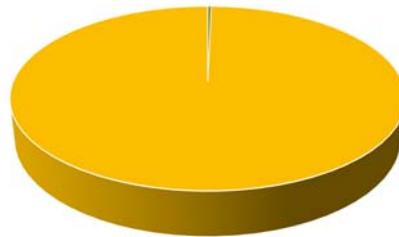
Concepto	Dato de actividad	Unidades	Emisiones (ton CO ₂)	Emisiones (ton CO ₂ /desalobrador individual)
Tubería PVC	24,41	Ton	83,39	0,10
Asfalto	2.232,00	Ton	87,52	0,10
Consumo diésel	29.313,27	l	73,87	0,09
TOTAL			244,78	0,28

Explotación

Se estima un consumo de 2kWh/m³ para cada bomba, que mueve un caudal de 500 m³ al día, lo que da unas emisiones para el total de las 865 unidades a implantar:

Concepto	Dato de actividad	Unidades	Emisiones (ton CO ₂ /año)	Emisiones (ton CO ₂ /desalobrador individual y año)
Bombeo	167.400.000,00	kWh	71.982,00	83,22
TOTAL			71.982,00	83,22

Emisiones Desalobradoras individuales



- Instalación (ton CO₂)
- Explotación (ton CO₂/año)

5.9 Balsas de almacenamiento de salmueras

Esta actuación consiste en depositar las aguas residuales en una balsa abierta para que el agua se evapore a causa del viento y radiación solar, dando lugar a la precipitación del producto resultante disuelto en el agua.

Instalación

Se suponen la instalación de entre 1.473 y 1.266 unidades de balsas de almacenamiento, cuyas características son:

- Volumen de 15.000,00 m³
- Superficie de ocupación: 7.500,00 m²

Como en el caso anterior, se toma el dato más conservador, es decir, que se instalarán 1.473 balsas.

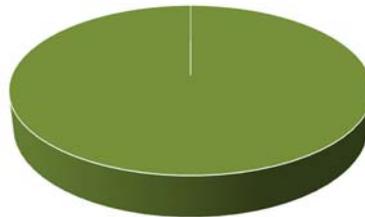
Las emisiones estimadas se presentan en la tabla siguiente:

Concepto	Dato de actividad	Unidades	Emisiones (ton CO ₂)	Emisiones (ton CO ₂ /balsa)
Consumo diésel	7.971.876,00	l	20.089,13	13,64
TOTAL			20.089,13	13,64

Explotación

Las balsas de almacenamiento no disponen de equipos de bombeo, por lo que la fase de explotación no genera emisiones de GEI.

Emisiones Balsas almacenamiento de salmueras



- Instalación (ton CO₂)
- Explotación (ton CO₂/año)

5.10 Salmueroductos

Se prevé una red de salmueroductos de 300 km de longitud.

Instalación

Las emisiones estimadas se presentan en la tabla siguiente:

Concepto	Dato de actividad	Unidades	Emisiones (ton CO ₂)	Emisiones (ton CO ₂ /km de salmueroducto)
----------	-------------------	----------	----------------------------------	------------------------------------------------------

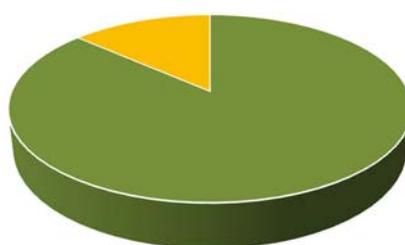
Tubería PVC	1.575,00	Ton	5.380,16	86,96
Consumo diésel	75.486,60	l	190,23	3,07
TOTAL			5.570,39	90,04

Explotación

Para la estimación de las emisiones del bombeo de los salmueroductos se ha supuesto un equipo de bombeo de 700 kW de potencia funcionando 8 horas al día durante todo el año, lo que dejaría unas emisiones anuales:

Concepto	Dato de actividad	Unidades	Emisiones (ton CO2/año)	Emisiones (ton CO2/km de salmueroducto y año)
Bombeo	2.016.000,00	kWh	866,88	14,01
TOTAL			866,88	14,01

Emisiones Salmueroductos



- Instalación (ton CO2)
- Explotación (ton CO2/año)

5.11 Sistema comunitario de pozos

Actuación que prevé la construcción de 102 pozos que integrarán un sistema comunitario de captación de aguas subterráneas.

Instalación

Las emisiones estimadas se presentan en la tabla siguiente:

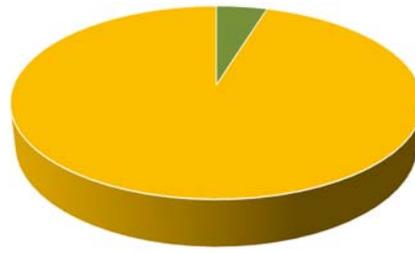
Concepto	Dato de actividad	Unidades	Emisiones (ton CO ₂)	Emisiones (ton CO ₂ /ud de pozo)
Tubería PVC	160,65	Ton	548,78	5,38
Consumo diésel	14.450,00	l	36,41	0,36
TOTAL			585,19	5,74

Explotación

Cada pozo lleva una bomba de 8 pulgadas de diámetro y 125 CV, cuyo funcionamiento genera las siguientes emisiones:

Concepto	Dato de actividad	Unidades	Emisiones (ton CO ₂ /año)	Emisiones (ton CO ₂ /ud de pozo y año)
Bombeo	27.382.104,00	kWh	11.774,30	115,43
TOTAL			11.774,30	115,43

Emisiones Sistema comunitario de pozos



■ Instalación (ton CO2)
 ■ Explotación (ton CO2/año)

5.12 Conducciones sistema de pozos a planta de tratamiento

Esta actuación propone la construcción de una red de conducciones que recoja el agua extraída del sistema de pozos comunitario y la transporte hasta la planta de tratamiento del Mojón. Esta red tiene una longitud de 158.852 km cuyo cuadal

Instalación

Se ha tenido en cuenta las siguientes unidades:

- Excavación en zanja
- Colocación de drenes-colectores con tubería de PVC
- Extendido de tierras
- Transporte de materiales

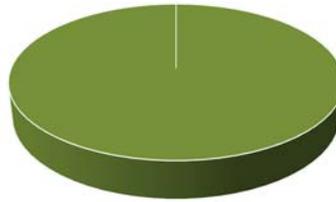
Las emisiones estimadas se presentan en la tabla siguiente:

Concepto	Dato de actividad	Unidades	Emisiones (ton CO ₂)	Emisiones (ton CO ₂ /Km de tubería)
Tubería PVC	833,97	ton	2.848,83	17,93
Consumo diésel	1.063.582,45	l	2.680,23	16,87
TOTAL			5.529,06	34,81

Explotación:

Las conducciones del sistema de pozos a la planta de tratamiento funcionan principalmente por gravedad, así que dichas conducciones no disponen de equipos de bombeo por lo que la fase de explotación no genera emisiones de GEI. No obstante, existe una parte que necesita bombeo por lo que dichas emisiones se calculan en la siguiente actuación Impulsiones y bombeo.

Emisiones Conducciones a planta de tratamiento



- Instalación (ton CO2)
- Explotación (ton CO2/año)

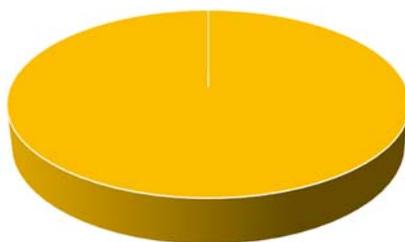
5.13 Impulsiones y bombeo

Esta actuación consiste en el bombeo de las aguas procedentes del sistema centralizado de pozos a la planta de tratamiento. Se ha supuesto que el bombeo posee una potencia de 408 kW, por lo que se ha estimado unas posibles emisiones para la fase de explotación:

Explotación

Concepto	Dato de actividad	Unidades	Emisiones (ton CO ₂ /año)	Emisiones (ton CO ₂ /ud)
Bombeo	861.686,00	kWh	370,53	370,53
TOTAL			370,53	370,53

Emisiones Impulsiones y bombeo



■ Instalación (ton CO2) ■ Explotación (ton CO2/año)

5.14 Planta de tratamiento

El objetivo es instalar una nueva planta desnitrificadora para la descarga del acuífero pero para una capacidad aproximada de 77 hm³/año (15,4 hm³ que proceden del drenaje perimetral y derivación del agua captada en la Rambla del Albuñón y 62 hm³ procedente de la captación de aguas mediante el sistema centralizado de pozos).

Instalación

No se dispone de información referente a las características de instalación de la planta, se conoce que dispondrá de un depósito de recepción de 3.000 m³, un depósito de aguas decantadas de 20.000 m³, un depósito de aguas filtradas de 30.000 m³ y un depósito de salida de 100.000 m³.

Las emisiones estimadas se presentan en la tabla siguiente:

Concepto	Dato de actividad	Unidades	Emisiones (ton CO ₂)	Emisiones (ton CO ₂ /ud)
Tubería PVC	11,76	ton	40,17	40,17
Consumo diésel	1.259.084,93	l	3.172,89	3.172,89
TOTAL			3.213,07	3.213,07

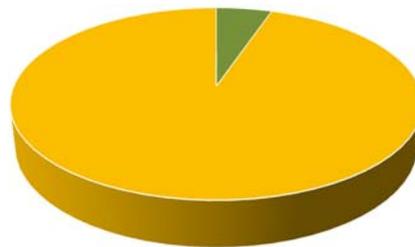
Explotación

No se dispone de datos, pero se conoce que se moverá un caudal de 77 hm³/año, por lo que se supondrá el dato en función de la potencia y volumen de agua a mover en actuaciones similares.

Además, se ha obtenido una estimación de las emisiones de proceso procedentes de la desnitrificación de los fangos activos, basándose en los datos disponibles:

Concepto	Dato de actividad	Unidades	Emisiones (ton CO ₂ /año)	Emisiones (ton CO ₂ /ud y año)
Bombeo	4.435.200,00	kWh	1.907,14	1.907,14
Fangos activos	439.497,72	gramos N/h	56.638,12	56.638,12
TOTAL			58.545,26	58.545,26

Emisiones Planta de tratamiento



- Instalación (ton CO₂)
- Explotación (ton CO₂/año)

6 Emisiones de las alternativas

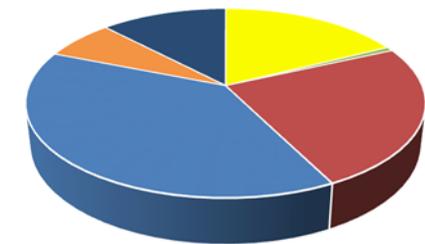
6.1 Emisiones de la alternativa 5.A

Esta alternativa consiste en continuar con las condiciones actuales, por lo que no prevé ninguna actuación, y por tanto no se han estimado emisiones asociadas.

6.2 Emisiones de la alternativa 5.B

Concepto	Emisiones instalación (ton CO ₂)	Emisiones explotación (ton CO ₂ /año)
Red drenaje perimetral	547,69	260,06
Captación en Rambla Albuñón	0,23	1.486,08
Filtros verdes	21,38	148,61
Conducciones a planta	758,52	854,50
Planta desnitrificador-desalobrador El Mojón	1.201,27	8.657,83
Impulsión a canal de riego	212,32	817,34
Emisario submarino	380,58	544,90
TOTAL	3.121,99	12.769,32

Alternativa 5.B Emisiones instalación (ton CO₂)

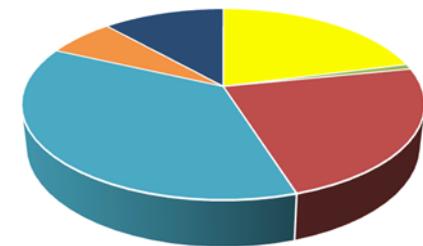


- Red drenaje perimetral
- Captación en Rambla Albuñón
- Filtros verdes
- Conducciones a planta
- Planta desalobrador-desalobrador El Mojón
- Impulsión a canal de riego
- Emisario submarino

6.3 Emisiones Alternativa 5.C

Concepto	Emisiones instalación (ton CO ₂)	Emisiones explotación (ton CO ₂ /año)
Red drenaje perimetral	685,38	438,39
Captación en Rambla Albuñón	0,23	1.486,08
Filtros verdes	28,50	-
Conducciones a planta	758,52	1.213,63
Planta desnitrificadora-desalobradora El Mojón	1.201,27	8.657,83
Impulsión a canal de riego	212,32	1.751,10
Emisario submarino	380,58	544,90
TOTAL	3.266,81	14.091,93

Alternativa 5.C Emisiones instalación (ton CO₂)

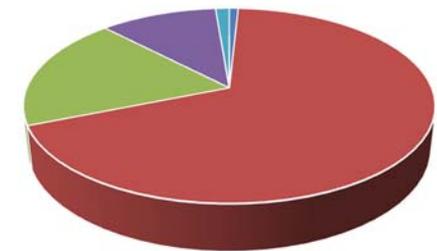


- Red drenaje perimetral
- Captación en Rambla Albuñón
- Filtros verdes
- Conducciones a planta
- Planta desalobradora-desalobradora El Mojón
- Impulsión a canal de riego
- Emisario submarino

6.4 Emisiones Alternativa 6.A

Concepto	Emisiones instalación (ton CO ₂)	Emisiones explotación (ton CO ₂ /año)
Desalobradoras individuales	244,78	71.982,00
Balsas almacenamiento salmueras	20.089,13	-
Salmueroductos	5.570,39	866,88
Planta de tratamiento	3.231,07	58.545,26
Emisario submarino	380,58	544,90
TOTAL	29.497,95	131.939,04

Alternativa 6.A Emisiones instalación (ton CO₂)

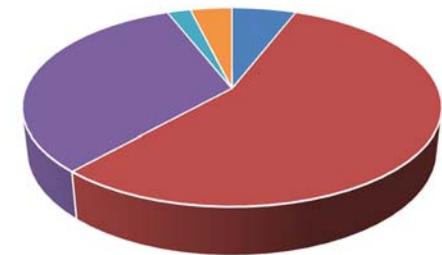


- Desalobradoras individuales
- Balsas almacenamiento salmueras
- Salmueroductos
- Planta de tratamiento
- Emisario submarino

6.5 Emisiones Alternativa 6.B

Concepto	Emisiones instalación (ton CO ₂)	Emisiones explotación (ton CO ₂ /año)
Sistema comunitario de pozos	585,19	11.774,30
Conducciones de sistema de pozos a tratamiento	5.529,06	-
Impulsiones y bombeo	-	370,53
Planta de tratamiento	3.213,07	58.545,26
Impulsión a canal de riego	212,32	1.751,10
Emisario submarino	380,58	544,90
TOTAL	9.920,22	74.199,72

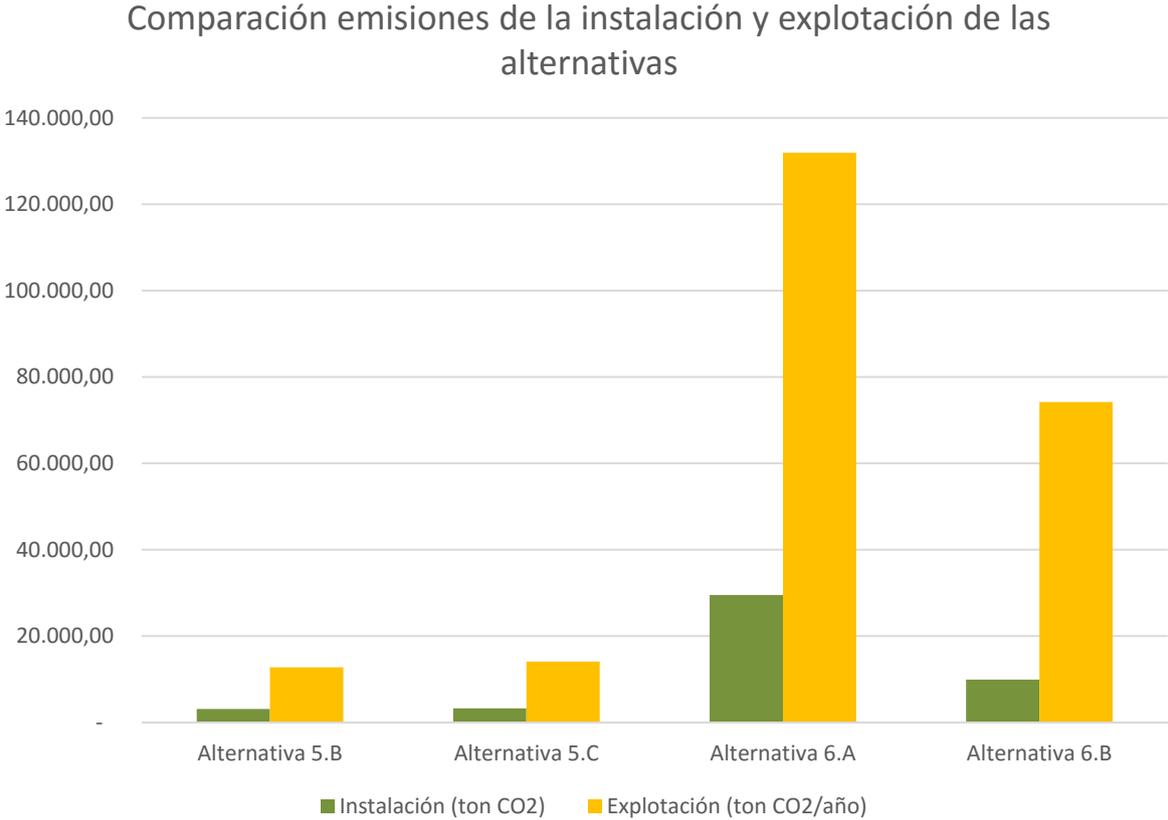
Alternativa 6.B Emisiones instalación (ton CO₂)



- Sistema comunitario de pozos
- Conducciones de planta a tratamiento
- Impulsiones y bombeo
- Planta de tratamiento
- Impulsión a canal de riego
- Emisario submarino

6.6 Comparativa de las emisiones de instalación y explotación de las diferentes alternativas

A continuación, se muestra un gráfico que refleja una comparativa de las emisiones de la instalación (en toneladas de CO₂) y la explotación (en toneladas de CO₂/año) de las diferentes alternativas descritas:



7 Referencias bibliográficas

2001 World Resources Institute y World Business Council for Sustainable Development, "Estándar corporativo de contabilidad y reporte". Edición revisada.

2006 UNE-EN ISO 14.064-1:2015 "Gases de efecto invernadero. Parte 1: Especificación con orientación, a nivel de las organizaciones, para la cuantificación y el informe de las emisiones y remociones de gases de efecto invernadero". (Revisada en 2015)

2017 Government GHG Conversion Factors for Company Reporting. Department of Energy and Climate Change (DECC). Reino Unido.

2017 Calculadora de la Sección de Huella de Carbono del Registro Nacional de Huella de Carbono. MAPAMA.

2008 Gaëlle Tallec, et al. Nitrous oxide emissions from denitrifying activated sludge of urban wastewater treatment plants, under anoxia and low oxygenation. *Bioresource Technology* 99 (2008)2200-2209.

2017 Grupo Tragsa. Base de precios y tarifas, en línea [<http://www.tragsa.es/es/grupo-tragsa/regimen-juridico/Paginas/tarifas.aspx>]

APÉNDICE 16.

VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS DERIVADOS DEL EMISARIO SUBMARINO

EsIA: MEDIO LACUSTRE Y MARINO

VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS DERIVADOS DEL EMISARIO SUBMARINO

1. ANTECEDENTES: VERTIDO 0 AL MAR MENOR

El objeto de la presente actuación es centralizar la captación de las aguas de rechazo procedentes de la desalobración de las aguas subterráneas empleadas para regadío en el Campo de Cartagena y su vertido al Mar Mediterráneo, previo tratamiento en una planta desnitrificadora. Dicha actuación forma parte del conjunto de medidas englobadas en la solución de Vertido 0 al Mar Menor, con la que se pretende revertir el progresivo deterioro de la calidad del agua y de los sistemas naturales que componen la laguna costera y que, en la segunda mitad de 2015, derivó en una crisis eutrófica grave. Ésta ha supuesto un drástico empeoramiento de la calidad ambiental de la laguna, así como su alejamiento del estado de referencia a considerar respecto a las características del hábitat, que fue establecido en las Estrategias Marinas de 2012 para el Mar Menor.

La laguna costera ha venido recibiendo (y recibe en la actualidad) una elevada carga de nutrientes inorgánicos (principalmente nitratos), procedentes de las actividades antrópicas desarrolladas en su cuenca drenante, ya sea de forma directa (vertidos sin tratar hacia las ramblas tributarias y otros vertidos directos a la laguna mediante conducciones) o indirecta (lavado del terreno por la escorrentía superficial y descarga subterránea del acuífero libre Cuaternario, altamente contaminado por nitratos). En este sentido, el fuerte desarrollo de la agricultura intensiva en el Campo de Cartagena, ha supuesto un notable incremento de la explotación de acuíferos con aguas de baja calidad para regadío (salobres) y a la vez ricas en compuestos nitrogenados, debido a la contaminación cruzada. Estas aguas necesitan ser desalobradas antes de ser aptas para uso agrícola, proceso donde se genera agua de rechazo (salmuera) con elevadas concentraciones de nitratos, que de una forma u otra han acabado llegando al Mar Menor.

Por lo tanto, mediante el desvío de los aportes artificiales de las salmueras, para su tratamiento y posterior vertido hacia el Mediterráneo a través de un emisario submarino, se pretende reducir la concentración de nutrientes en la lámina de agua de la laguna y así facilitar la recuperación de sus características físico-químicas y biológicas originales.

2. CARACTERIZACIÓN DEL EFLUENTE Y DEFINICIÓN PRELIMINAR DEL EMISARIO SUBMARINO

Como punto de partida para la descripción básica de las características del emisario norte, en la alternativa adoptada para lograr el vertido 0 al Mar Menor, se ha llevado a cabo un estudio de la dispersión de los posibles vertidos al Mar Mediterráneo.

Para ello, se ha analizado el campo cercano con el modelo CORMIX, que permite determinar los valores de la dilución inicial, y el campo lejano con el modelo MOHID, que integra la

dispersión del efluente con las condiciones combinadas de viento y mareas. Se han tenido en cuenta los siguientes condicionantes previos:

- Distribución de la pradera de *Posidonia oceanica*: el emisario atravesará el LIC ES6200029 *Franja litoral sumergida de la Región de Murcia*, cuya declaración se justifica en gran medida por la presencia de esta fanerógama marina. Para analizar la dispersión del vertido se ha estimado la batimétrica -25 como la profundidad máxima en la que aparecen vestigios de *P. oceanica*. Esta información es coherente con la suministrada por el Atlas de las Praderas Marinas de España (IEO, 2015), aunque quedaría sujeta a confirmación, mediante trabajos de campo, antes de fijar el punto de acometida y trazado definitivos del proyecto.
- Ubicación del vertido: el nuevo emisario discurrirá paralelo al existente de la EDAR de San Pedro del Pinatar. Éste tiene una longitud en el tramo marino de unos 4.000 m y vierte a 31 m de profundidad. Se propone alargar el nuevo emisario 2.000 m adicionales, hasta una profundidad de vertido de entorno de los 39 m, para evitar cualquier afección sobre la pradera submarina.
- Características del vertido: el caudal simulado ha sido de 25 hm³/año, que para 350 días de funcionamiento arroja un valor de diseño de 0,83 m³/s. Se prevé una salinidad de 15,5 g/L y como carga contaminante se considera una concentración de nitratos de 85 mg/L y de sólidos en suspensión de 80 mg/L. Ambos valores son los máximos permitidos para vertidos al mar, según la legislación autonómica vigente.
- Dilución inicial: un mínimo de 1:100, como objetivo a alcanzar siguiendo lo establecido en la Instrucción de Vertidos al Mar (Orden de 13 de julio de 1993, BOE nº 178 de 27 de julio de 1993).

Tras los cálculos realizados, se define un difusor formado por 9 boquillas dobles de 200 mm de diámetro en forma de “T” separadas 9 m (longitud del difusor 72 m), vertiendo a 1 m del fondo con un ángulo de 0°. La dilución inicial así obtenida es de 101,4.

Por otro lado, la simulación de la evolución de la pluma de vertido muestra cómo la flotabilidad del efluente menos salino empuja los contaminantes hacia capas superiores, apreciándose en superficie una mancha mucho más ancha y menos concentrada cerca del centro del penacho. Los valores de la concentración cerca del fondo se reducen rápidamente a un 50% a menos de 50 m de la zona de difusores, y se hacen residuales a poco más de 1 Km o 1,5 Km, tanto en el fondo como en superficie.

En ningún caso se aprecia que la mancha genere riesgo alguno sobre la pradera de *Posidonia oceanica*, ya que ni en su aproximación hacia el NW ni hacia el SW (más extensa), los valores de concentración en el fondo o en superficie por ninguno de los contaminantes analizados supera valores de 0,1 mg/L a menos de 1 Km de la batimétrica -25.

En segundo lugar, siguiendo los criterios de diseño propuestos más arriba (trazado del emisario y ubicación y características del difusor), se ha llevado a cabo un análisis de las

distintas alternativas de diseño y construcción del emisario. Se opta por las siguientes soluciones constructivas:

- **Material:** tubería de Polietileno de alta densidad (PEAD), PE 100, con SDR 26 (SDR=Relación diámetro exterior/espesor), lo cual aporta un espesor suficiente para las solicitaciones en fase de servicio e instalación.
- **Trazado:** La conducción del emisario se proyecta desde la desalobradora del Mojón hacia el mar Mediterráneo.

El **tramo terrestre** (longitud de 1.500 m) discurre por el límite sur del núcleo de población El Mojón. Este tramo tiene una sección de excavación en zanja excepto los últimos 300 metros del mismo que tienen una sección de microtúnel ya que hincan la tubería en el terreno.

Para el **trazado submarino**, la conducción irá de forma paralela al del emisario existente de la EDAR de San Pedro del Pinatar, la tubería irá enterrada en zanja hasta la profundidad de -7, donde comienza la pradera de *Posidonia oceanica*. Desde este punto, la tubería irá apoyada en el fondo del mar. La longitud final de la conducción será de 5.843 m.

- **Sección tipo 1.** La tubería está enterrada en zanja con 2 m de recubrimiento al comienzo, y se realiza una transición hasta el punto en el que apoya en el fondo. La zanja tendrá un ancho de 3 m en zona marina, dejando 0,5 m a cada lado del lastre para facilitar las operaciones de colocación de la tubería.
 - **Sección tipo 2.** La tubería queda apoyada en el fondo. Se diseñará un lastre de sección grande, colocado cada 7 metros, para reducir al máximo la superficie de apoyo. Este apoyo no se producirá en toda la sección, sino en unas "patas" diseñadas a tal efecto. De esta manera se reduce el impacto sobre la pradera.
- **Diámetro de la tubería:** 1.200 mm, este diámetro permite transportar el caudal que se desea verter.
 - **Proceso constructivo:** la colocación de tuberías de polietileno en el fondo del mar se realiza por fondeo controlado por inundación progresiva. Dadas las profundidades alcanzadas, y para no exigir un espesor muy elevado, se recomienda realizar el fondeo con apoyo de flotadores. De esta manera, se elimina además la necesidad de ejercer un tiro longitudinal en el tubo, con lo que se facilita el proceso, especialmente al realizar uniones en el fondo.
 - **Elementos complementarios:** para señalar el tramo difusor, se colocará un balizamiento al final de emisario. Para evitar que el arrastre de redes dañe el emisario, se colocarán 8 módulos de protección (antiarrastreros) alrededor de las tuberías.

En este documento solo considera el trazado correspondiente a la parte marina del emisario para realizar la valoración del impacto ambiental del mismo por lo que no se tendrá en cuenta la parte terrestre.

3. MEDITERRÁNEO ADYACENTE AL MAR MENOR

El objeto de este apartado es ofrecer una la caracterización sintética del estado preoperacional del medio receptor en aquellas áreas más directamente afectadas por la actuación prevista, tanto desde el punto de vista ecológico como de la calidad de las masas de agua, con la finalidad de poder evaluar las consecuencias (impactos) de su construcción y puesta en funcionamiento.

3.1. Caracterización bionómica

El Mar Mediterráneo inmediatamente próximo al Mar Menor forma parte del LIC ES6200029 *Franja litoral sumergida de la Región de Murcia*, declarado como tal en 2006. La inclusión de este espacio marino en la Red Natura 2000 se justifica fundamentalmente por la presencia del tipo de hábitat prioritario 1120* Praderas de Posidonia (*Posidonia oceanica*), por lo que en gran medida la delimitación del LIC coincide con la distribución espacial de esta angiosperma marina en la zona.

Estas praderas infralitorales están consideradas la mejor representación de *Posidonia oceanica* de toda la franja costera de la Región de Murcia (*Natura 2000 - Formulario normalizado*) y, debido a su gran extensión, especialmente las del sector nororiental, es decir, la situada frente a la Manga del Mar Menor (Franja Mediterránea Norte) y la pradera de la Franja Litoral de Calblanque, más al sur. Estas son las praderas más extensas de la región, cuyo límite inferior está a unos 4 km de distancia de la línea de costa, dada la amplitud de la plataforma continental.

La distribución de las praderas de *Posidonia oceanica* del litoral nordeste de la Región de Murcia, junto con la de otras angiospermas marinas, se detalla en el Atlas de las Praderas Marinas de España, publicado por el IEO en 2015 (figura 1).



Figura 1. Cartografía bionómica de las praderas de fanerógamas marinas en el litoral nordeste de la Región de Murcia y en el Mar Menor

Fuente: Ruiz et al. (2015)

El estado de conservación de *P. oceanica* frente a la Manga se considera bueno en general. Esto se debe fundamentalmente a la relativa ausencia de presiones directas originadas por actividades humanas, mucho más concentradas en el interior de la laguna costera, tal y como puede observarse en el Atlas de las Praderas Marinas de España (IEO, 2015).

No obstante, destaca la presencia en el extremo norte de dos emisarios submarinos (figura 2), pertenecientes uno a la IDAM (planta desalinizadora) y el otro a la EDAR (estación depuradora) del municipio de San Pedro del Pinatar. El trazado de ambas conducciones atraviesa la pradera

de *P. oceanica* en toda su anchura hasta más allá del límite oriental de la misma, siendo el punto de vertido del emisario de la EDAR el más próximo a la pradera.

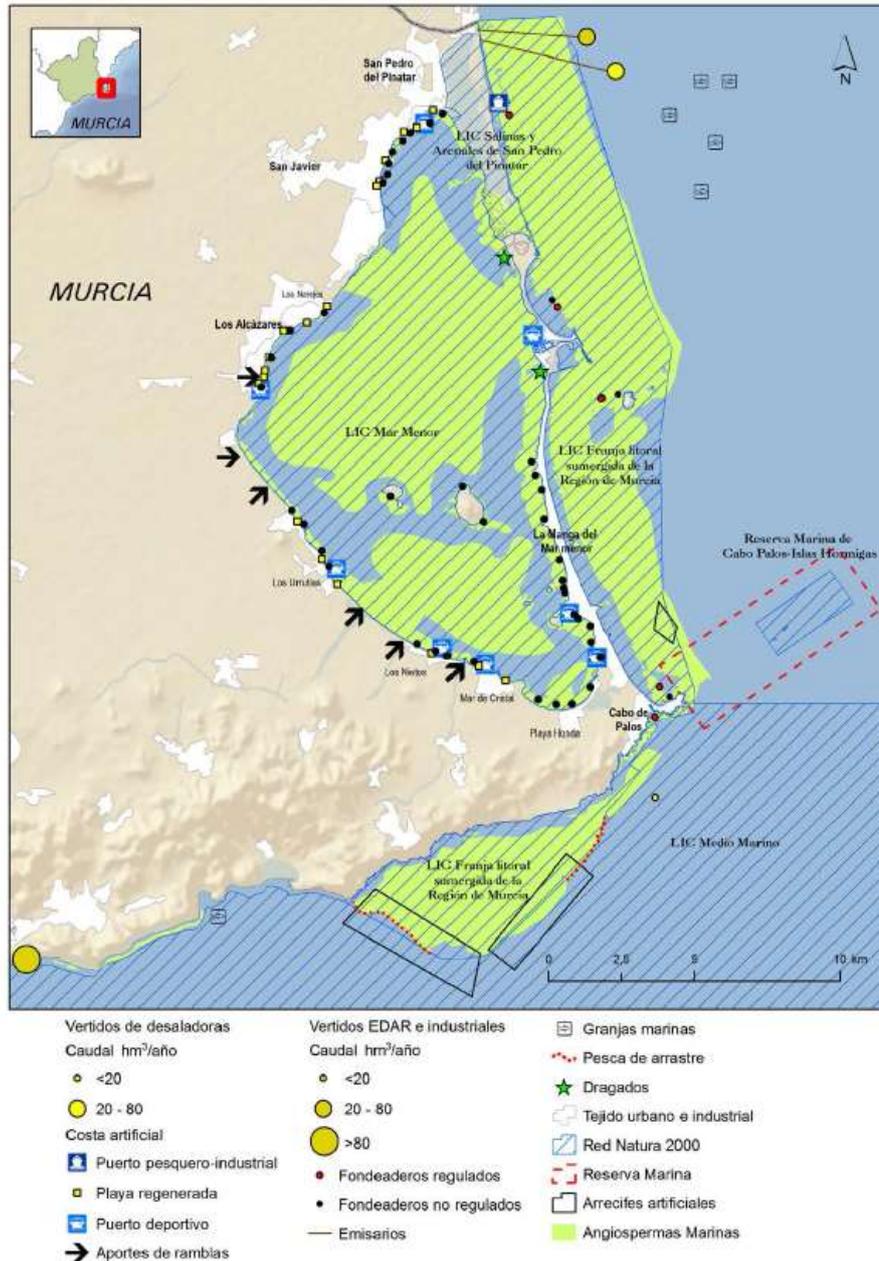


Figura 2. Presiones antrópicas que se dan en el litoral nordeste de la Región de Murcia y en el Mar Menor sobre las fanerógamas marinas

Fuente: Ruiz et al. (2015)

Por otro lado, el mencionado Atlas de las Praderas Marinas de España recoge además el estado de conservación de las praderas de *P. oceanica* de todo el litoral murciano (figura 3), actualizando con datos propios la información original de la CARM (año 2004).

Dentro de la zona de influencia del proyecto de emisario submarino, la denominada Franja Mediterránea Norte, esta publicación señala la existencia de dos áreas significativas de pradera alterada: una en el extremo nororiental, que se relaciona con el vertido de aguas residuales urbanas (a través del emisario de la EDAR de San Pedro del Pinatar) y con la acuicultura (presencia de granjas marinas próximas, ver figura 2); y otra, mucho más amplia, adyacente a la desembocadura del canal de El Estacio y cuyo estado alterado se asocia a la influencia de la masa de agua hipersalina saliente del Mar Menor.

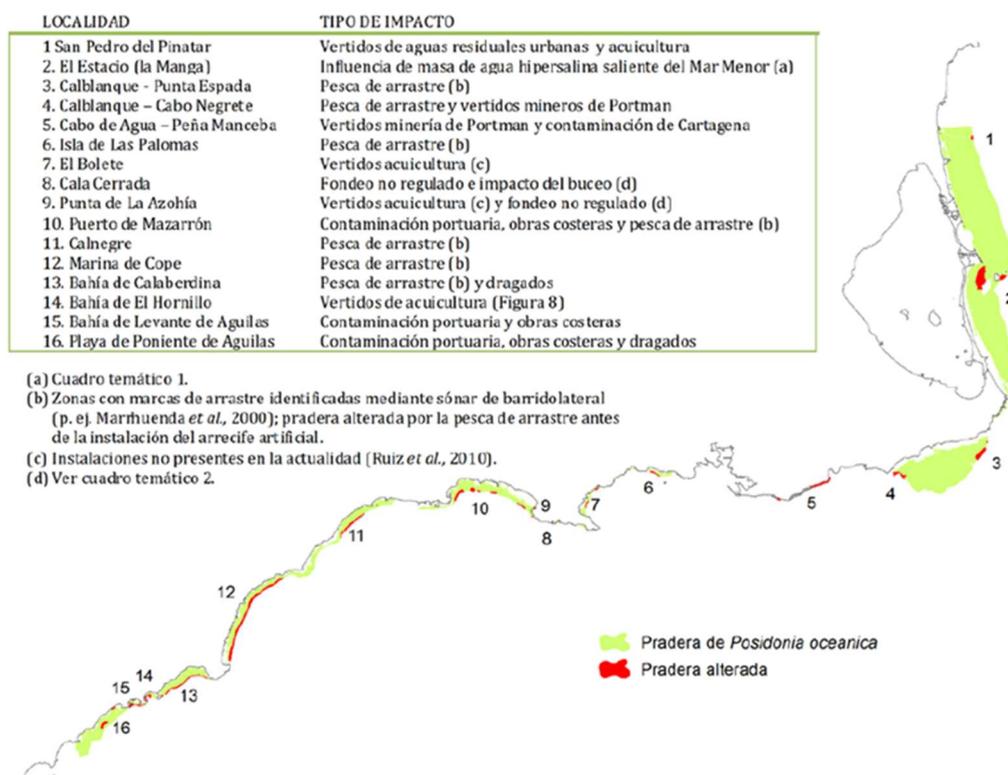


Figura 3. Estado de conservación de las praderas de *P. oceanica* de la Región de Murcia

Fuente: Ruiz *et al.* (2015)

Estas dos áreas son básicamente coincidentes con aquéllas identificadas, en las Ecocartografías del MAGRAMA de 2009, como pradera en regresión frente a las costas de San Pedro del Pinatar, situada a -25 metros en el límite profundo de la pradera de *P. oceanica* (limitada a 1,7 ha); y una superficie de tanacenosís frente a El Estacio, en la zona profunda de la pradera, entre los 21 y 25 metros de profundidad (ocupando 5,8 ha).

En 2012, el IEO realizó un estudio específico para determinar la influencia e impacto de las aguas hipersalinas del Mar Menor sobre el sector de pradera próxima a El Estacio (Marín Guirao *et al.*, 2017). Se observó que la pradera de *P. oceanica*, sometida a exposiciones fluctuantes de aguas hipersalinas y ricas en nitrógeno del Mar Menor, se mantenía con altas densidades de haces aunque con tamaños muy pequeños del haz debido al elevado coste metabólico del estrés ambiental al que estaba expuesta. Es decir, que el estado de alteración

detectado según los descriptores empleados habitualmente para *Posidonia*, era una respuesta clásica de aclimatación de las plantas a situaciones de elevado estrés ambiental.

No obstante lo anterior, los muestreos periódicos llevados a cabo por el IEO en años posteriores a 2012, han puesto en evidencia que el área de pradera expuesta a las aguas del Mar Menor ha entrado en un intenso y rápido declive a partir de 2016 (tras la crisis de eutrofización de la laguna), consistente en un rápido descenso de la densidad de haces y su cobertura, del orden del 60-75% respecto a praderas de referencia de la zona no influenciadas por éste ni ningún otro impacto antrópico. Estos resultados, aún no publicados y adelantados a la Dirección General del Agua del MAPAMA en respuesta a la solicitud de información del procedimiento EIA, forman parte del informe de 2017 de la Red de Seguimiento de *Posidonia* en la Región de Murcia, destinado al Servicio de Pesca y Acuicultura de la CARM.

En lo que se refiere al estado de la pradera de *P. oceanica* frente a San Pedro del Pinatar, tras los distintos seguimientos llevados a cabo no se ha observado excesiva degradación de las praderas a causa de las presiones que se presentan actualmente, incluyendo la descarga subterránea desde el acuífero Cuaternario al Mar Mediterráneo, si exceptuamos la pequeña zona alterada en el límite profundo, ya mencionada. No obstante, teniendo en cuenta que la producción anual del complejo acuícola próximo ha alcanzado las 7.000 toneladas en 2013 y que en zonas aledañas vierte un emisario de aguas residuales urbanas y otro de salmuera, el riesgo de regresión de este tramo de la pradera es elevado (Atlas de las Praderas Marinas de España, 2015). Por otro lado, hay que destacar que parte de la pradera somera del frente costero de San Pedro del Pinatar ha sido identificada como Ecomorfosis de arrecife-barrera (PGI de los Espacios Protegidos del Mar Menor y la Franja Litoral Mediterránea de la Región de Murcia, 2016), cuyo estado de conservación se encuentra sin calificar, aunque presenta un alto grado de vulnerabilidad debido a su ubicación cercana a la línea de costa, su limitada extensión y su singularidad.

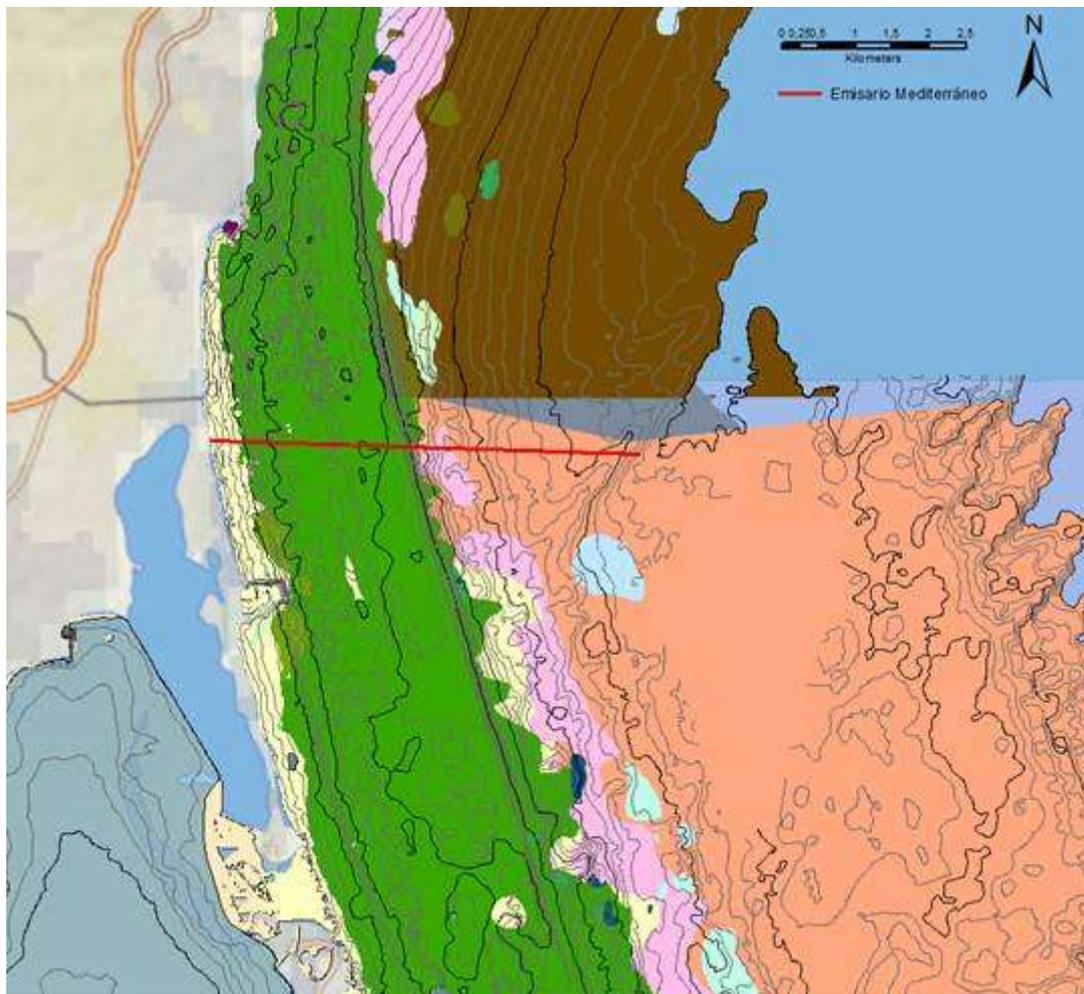
La porción de franja litoral frente a la Manga del Mar Menor consiste en general en una zona continua de playa con una barra rocosa, con una Facies de fanerógamas esparcidas en la parte superior de las playas, ocupando el piso supralitoral, y una Facies de bancos de hojas muertas de *Posidonia oceanica* y otras fanerógamas, en el mediolitoral, ambas en buen estado de conservación (PGI de los Espacios Protegidos del Mar Menor y la Franja Litoral Mediterránea de la Región de Murcia, 2016). Frente a San Pedro del Pinatar, el primer tramo del piso infralitoral, situado entre la línea de costa (límite occidental del LIC ES6200029) y el borde somero de la pradera de *P. oceanica*, se encuentra representado por la Comunidad de Arenas Finas Bien Calibradas, según se detalla en la Ecocartografía del litoral español para la Región de Murcia del MAGRAMA (figura 4). Esta comunidad infralitoral está incluida dentro del tipo de hábitat 1110 Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina poco profunda, de Red Natura 2000, y se encuentra en buen estado de conservación, según el citado PGI.

Siguiendo el trazado propuesto para el nuevo emisario, su tramo final alcanza el piso circalitoral, a continuación del límite profundo de *Posidonia* y ya fuera del extremo oriental del LIC. Allí se localiza la Biocenosis de los Fondos Detríticos Costeros, donde se ubicaría el punto

de vertido, a unos 39 metros de profundidad. El tramo inicial de esta comunidad circalitoral está ocupado parcialmente por una facies de *Caulerpa racemosa* (*cylindracea*), que conforma una franja discontinua adyacente a la pradera.

En una zona situada al sureste del emisario, está cartografiada una Comunidad de Algas Esciáfilas Infralitorales en Régimen Calmo con Facies de gorgoniaros, bajo la influencia de diversas explotaciones de acuicultura próximas (ver figura 2). En principio, no se han reportado cambios relacionados con la actividad acuícola en estas comunidades, y se desconoce su estado actual.

Por último, al norte del punto de vertido previsto y fuera de los límites del LIC, se encuentra representada la Comunidad de Fondos Detríticos Enfangados, ocupando una amplia extensión.



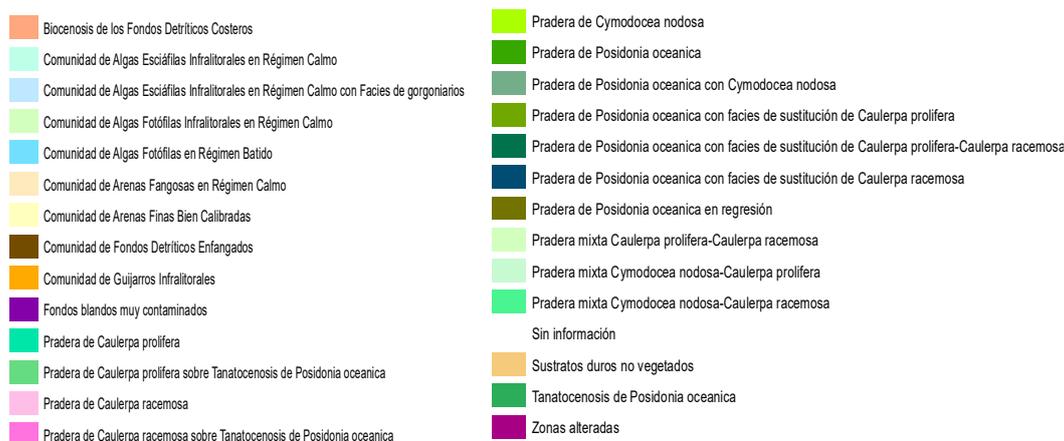


Figura 4. Comunidades presentes en el Mediterráneo y biocenosis en la zona del emisario norte

Fuente: Elaboración propia a partir de las Ecocartografías del litoral español de la Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y el Mar (MAGRAMA, 2008 y 2009)

3.2. Caracterización de las masas de agua

La masa de agua costera directamente afectada por el efluente del nuevo emisario, sería la de Mojón-Cabo Negrete (ES0701030008) que, según el Plan Hidrológico Demarcación del Segura (2015-2021), pertenece a la categoría de aguas costeras mediterráneas no influenciadas por aportes fluviales, profundas arenosas (AC-T07). Además, según la modelización del vertido, podrían verse influenciadas la masa de agua de Mojón-Cabo Palos (ES0701030003), categorizada como aguas costeras mediterráneas no influenciadas por aportes fluviales, someras arenosas (AC-T05), y la masa Cabo Cervera-Límite CV (ES0701030002), que pertenece al tipo de aguas costeras mediterráneas no influenciadas por aportes fluviales, someras mixtas (AC-T06). Todas estas masas de agua se encuentran actualmente en buen estado general (químico, ecológico), según el mencionado PHDS.

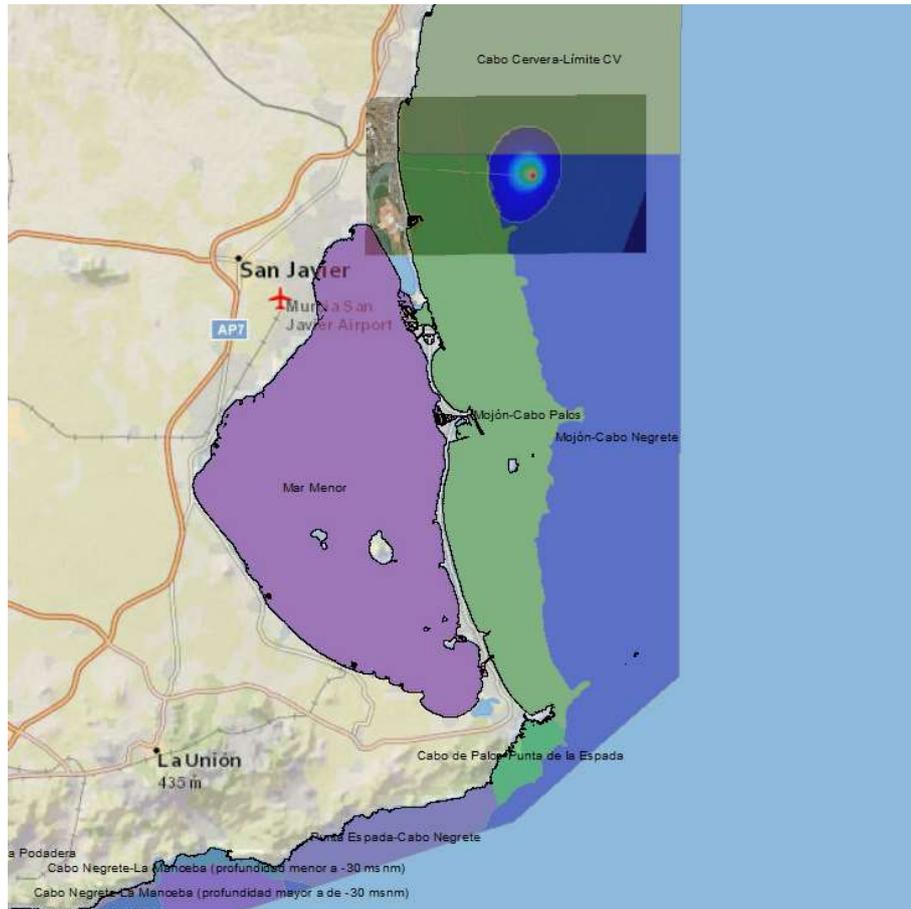


Figura 5. Masas de agua costera de la Demarcación del Segura potencialmente afectadas por el vertido. En el recuadro, dispersión del mismo en superficie con la máxima aproximación por el NW
 Fuente: Elaboración propia a partir de datos del PHDS (2015-2021)

El Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, recoge en su Anexo II los valores que determinan las condiciones de referencia, el máximo potencial ecológico y los límites de clases de estado de los distintos indicadores de calidad de los tipos de aguas costeras. En la siguiente tabla, se presentan los correspondientes a las masas de agua consideradas.

Tabla 1. Condiciones de referencia y límites de clases de estado para los tipos de aguas costeras correspondientes a las masas de agua potencialmente afectadas por el vertido (RD 817/2015)

Estudio de Impacto Ambiental. APÉNDICE 16. Valoración de los impactos del emisario

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-T07	Chl-a	µg/L	0,9	1,13	1,8	2,5	3,21
AC-T07	CARLIT		Valor establecido para cada una de las situaciones ambientales definidas según tipo de costa y sustrato.	0,75	0,60	0,40	0,25
AC-T07	BOPA		Fauna únicamente compuesta por especies sensibles (anfípodos excepto género Jassa) y ausencia de poliquetos oportunistas. BOPA: 0.	0,95	0,54		
AC-T07	MEDOCC		Fauna compuesta por 90 % especies sensibles y 10 % especies indiferentes. MEDOCC: 0,2.	0,73	0,47	0,20	0,08
AC-T07	FAN	(Adimensional)		-0,2 (CP) -0,3 (CM)	0,2 (CP) 0 (CM)	0,6 (CP) 0,3 (CM)	1 (CP) 0,6 (CM)
AC-T05	Chl-a	µg/L	0,9	1,13	1,8	2,5	3,21
AC-T05	POMI		Condición óptima ideal obtenida a partir de la media de los x mejores valores medidos para cada métrica, siendo x el 10 % del número total de estaciones muestreadas.	0,77	0,55	0,32	0,1
AC-T05	SV		Condición óptima ideal obtenida a partir de la media de los x mejores valores medidos para cada métrica.	0,77	0,55	0,32	0,1
AC-T05	CARLIT		Valor establecido para cada una de las situaciones ambientales definidas según tipo de costa y sustrato.	0,75	0,60	0,40	0,25
AC-T05	BOPA		Fauna únicamente compuesta por especies sensibles (anfípodos excepto género Jassa) y ausencia de poliquetos oportunistas. BOPA: 0.	0,95	0,54		
AC-T05	MEDOCC		Fauna compuesta por 90% especies sensibles y 10% especies indiferentes. MEDOCC: 0,2.	0,73	0,47	0,20	0,08
AC-T05	Amonio	µmol NH ₄ /L			4,60 (CP) 2,30 (CM)		
AC-T05	Nitritos	µmol NO ₂ /L			0,92 (CP) 0,46 (CM)		
AC-T05	Nitratos	µmol NO ₃ /L			7,3 (CP) 3,65 (CM)		
AC-T05	Fosfatos	µmol PO ₄ /L			0,76 (CP) 0,38 (CM)		
AC-T05	FAN	(Adimensional)		-0,2 (CP) -0,3 (CM)	0,2 (CP) 0 (CM)	0,6 (CP) 0,3 (CM)	1 (CP) 0,6 (CM)

FAN: índice fosfatos-amonios-nitritos

CP: campo próximo, de 0 a 200m de la costa; CM: campo medio, a más de 200m de la costa

*Nota: la masa de agua AC-T06 presenta los mismos valores que la AC-T05

El tipo de aguas costera AC-T07 no posee valores de concentración de nitratos como indicadores del estado químico, sino que están referidos a un valor adimensional del índice FAN. No obstante, dado que todos los valores de este parámetro son coincidentes con los del tipo AC-T05 (y del AC-T06), puede asumirse que los de nitratos serán similares a los de este último.

En resumen, según el Real Decreto 817/2015, el límite bueno/moderado atendiendo a la concentración de nitratos como indicador de la calidad química, queda establecido en 3,65 µmol/L en áreas situadas a más de 200 m de la costa (campo medio), para las tres masas de agua costera previsiblemente afectadas por el vertido del nuevo emisario y cuya calificación actual en el PHDS 2015-2021 es de buen estado químico. Atendiendo a la concentración de clorofila a (Chl-a), el límite bueno/moderado para las mismas masas de agua se establece en 1,8 µg/L.

En lo que respecta a la productividad de las masas de agua, según la Estrategia Marina de la Demarcación marina Levantino-Balear (2012) en la zona se dan dos tipos. Por una parte, las aguas más cercanas a la costa, serían aguas costeras con baja influencia de aportes terrestres (LEVC1). A continuación, mar adentro, estarían las aguas costeras influenciadas por el afloramiento asociado al frente de plataforma-talud (LEVON), con unas productividades inferiores a las primeras. La frontera entre ambos tipos de agua es casi coincidente con el límite profundo la pradera de *Posidonia oceanica* en la Franja Mediterránea Norte, que en la

práctica representa el extremo oriental del LIC ES6200029 *Franja litoral sumergida de la Región de Murcia* en este sector de la costa.

La mayor productividad de LEVC1 respecto al área LEVON se supone debida al gradiente hidrológico relacionado con la proximidad a la costa. Según la Estrategia Marina, las concentraciones y el patrón de variación que se da en la concentración media de clorofila a es similar a la concentración de nitrato, dándose los mayores valores en el área LEVC1.

Así, el aumento de concentraciones de la clorofila a en estas zonas, está ligado a la concentración de nitratos y condicionado por las limitaciones debidas a la estequiometría de los distintos nutrientes distinta a la óptima. La razón molar N:P (nitrato/fosfato) es de 16:1, que se considera óptima para el crecimiento del fitoplancton. Estas relaciones se ven reflejadas en las diferentes concentraciones de nutrientes y las producciones asociadas de clorofila a (tabla 2). Hay que tener en cuenta que, para el cálculo de los nutrientes, en las Estrategias Marinas se ha considerado sólo la capa de agua superficial (hasta -25 m).

Tabla 2. Descripción estadística de los diferentes valores descritos para la concentración de nutrientes y clorofila a en los distintos tipos de aguas presentes en la zona de estudio

Área	Parámetro	Máxima	Mínima	Media	Mediana	Percentil 90
LEVC1	Nitrato (mmol/m ³)	9,6	0,04	0,8	0,2	2
	Fosfato (mmol/m ³)	0,91	0,04	0,07	0,05	0,15
	Chl a (µg/l)	8,1	0,04	0,69	0,28	1,2
LEVON	Nitrato (mmol/m ³)	8,9	0,04	0,4	0,12	0,9
	Fosfato (mmol/m ³)	2,5	0,04	0,07	0,04	0,1
	Chl a (µg/l)	3,7	0,04	0,29	0,17	0,6

Fuente: Estrategia Marina de la Demarcación marina Levantino-Balear (2012)

*Nota: mmol/m³ = µmol/L

Como puede observarse en la tabla anterior, los valores habituales registrados de nitrato y clorofila a (percentil 90), en los tipos de aguas presentes en la zona, se encuentran dentro de los establecidos en el RD 817/2015 como el límite bueno/moderado para estos mismos indicadores de calidad.

4. IDENTIFICACIÓN, CUANTIFICACIÓN Y VALORACIÓN DE IMPACTOS

Para realizar la valoración de los potenciales impactos asociados al proyecto objeto de estudio, se atiende a lo dispuesto en el apartado 4 del Anexo VI Estudio de impacto ambiental y criterios técnicos de la Ley 21/2013. Esto supone la identificación, cuantificación y valoración de los efectos significativos previsible de la actividad proyectada sobre los aspectos ambientales más relevantes.

4.1. Elementos generadores de potenciales impactos

Teniendo en cuenta las características de la infraestructura, llegado el caso de su entrada en desuso no se contempla la retirada o desmantelamiento, por lo que para la identificación y clasificación de los elementos generadores de impacto, se distinguen únicamente dos fases:

Fase de ejecución

- Colocación de tubería en zanja (sección tipo 1);
- Tendido y colocación del emisario sobre el fondo (sección tipo 2);
- Movimientos de embarcaciones y maquinaria auxiliar;
- Riesgo de vertidos de la maquinaria de trabajo (embarcaciones) por sucesos accidentales.

Fase de funcionamiento

- Vertido del efluente a través el difusor del emisario durante su normal funcionamiento;
- Riesgo de vertido accidental por rotura del emisario o fallo mecánico.

4.2. Factores ambientales receptores de potenciales impactos

Para la identificación de los factores ambientales receptores de impacto, se distinguen los distintos medios que se pueden ver afectados de forma significativa:

- Medio Físico
 - o *Agua. Calidad del agua de mar*
 - o *Suelo. Geomorfología del fondo marino*
- Medio Biológico
 - o *Comunidades marinas*
- Medio Administrativo
 - o *Red Natura 2000*
- Medio Socioeconómico
 - o *Calidad de vida*
 - o *Economía y empleo*
- Infraestructuras
 - o *Saneamiento*
- Coste Ambiental
 - o *Recursos y energía*
- Medio Cultural
 - o *Patrimonio arqueológico*

4.3. Identificación y valoración de potenciales impactos de la actuación

4.3.1. Impactos sobre la calidad del agua de mar

Fase de ejecución

Durante la construcción del emisario, se distinguen dos acciones que pueden generar impactos sobre la calidad del agua:

- Incremento de la turbidez durante la ejecución de la zanja, el tendido de la tubería y el movimiento de las embarcaciones y la maquinaria auxiliar;
- Vertidos accidentales de contaminantes (carburantes, aguas oleosas) desde la maquinaria de trabajo.

El incremento de turbidez ocurre por la resuspensión de los sedimentos y su incorporación a la columna de agua durante las operaciones de ejecución de la zanja y el tendido y lastrado de la tubería. La construcción de la zanja (sección tipo 1 del emisario) será la acción que provoque un incremento de turbidez más intenso, aunque será de escasa extensión espacial (el tramo soterrado es el más corto, hasta la cota -7) y temporal. Esta actuación se llevará a cabo sobre fondos arenosos desnudos (Comunidad de Arenas Finas Bien Calibradas), removiendo previsiblemente materiales de elevada tasa de sedimentación y baja dispersión, por lo que la afección sobre la transparencia del agua será muy localizada y cesará de forma espontánea y casi inmediatamente una vez finalicen las obras. El impacto será significativo aunque compatible. Durante el tendido de la sección tipo 2, el impacto será previsiblemente mucho menor, aunque de similares características. Esto es debido al empleo de un sistema de flotadores, que hacen que el fondeo de la tubería se haga de forma progresiva y controlada, contando además los lastres con superficies de apoyo reducidas.

En cuanto a la incorporación de contaminantes al agua por el normal funcionamiento de los barcos, su impacto sobre la calidad del agua puede considerarse significativo aunque de baja intensidad, ya que se trata de un impacto temporal y de pequeña extensión, que no supone un incremento importante del tráfico marítimo sobre la zona ni el empleo de embarcaciones que generen impactos distintos a los que generan las que transitan habitualmente por la zona.

En cuanto a los posibles vertidos accidentales, en función de su magnitud sí pueden generar efectos significativos de mayor intensidad. En todo caso, se trata de eventos poco probables y que con las medidas de contingencia obligatorias en las embarcaciones, su potencial impacto quedaría minimizado.

Los impactos sobre la calidad del agua de mar en esta fase, se caracterizan por ser de tipo NEGATIVO, DIRECTO, SIMPLE, CONTINUO, TEMPORAL, REVERSIBLE y RECUPERABLE.

Valoración general de la magnitud del impacto ambiental

La magnitud del impacto sobre la calidad del agua de mar durante la construcción, se valora como impacto ambiental **COMPATIBLE**. La ejecución de la obra, especialmente para la instalación del primer tramo del emisario (con sección tipo 1), supondrá una serie de impactos en la columna de agua cuya recuperación será prácticamente inmediata tras la actuación y no precisa la aplicación de medidas preventivas o correctoras especiales.

Fase de funcionamiento

Con el desvío de los aportes a la laguna de los efluentes agrarios hacia una planta desnitrificadora y la puesta en funcionamiento del nuevo emisario submarino, se pretende reducir la concentración de nutrientes del Mar Menor, mejorando la calidad general de la lámina de agua y favoreciendo la recuperación del hábitat. Esta actuación tiene como consecuencia dos tipos de afecciones sobre las masas de agua costera del Mediterráneo próximo a la laguna, opuestas aunque relacionadas entre sí:

- Por un lado, supondrá la existencia de un vertido de fuente puntual a unos 6 Km mar adentro del frente costero de San Pedro del Pinatar. Esto implica un incremento de concentración de distintos contaminantes en la masa de agua receptora del vertido.
- Por otro lado, la llegada excesiva de nutrientes al Mar Menor se traduce actualmente en una salida de aguas eutrofizadas hacia el Mediterráneo adyacente, principalmente a través de las golas que comunican ambas masas de agua, en forma de un vertido difuso e irregular. La disminución de estos aportes a la laguna, supondrá una mejora en la calidad de la masa de agua mediterránea influenciada por el Mar Menor.

Masa de agua receptora del vertido desde emisario

Durante el funcionamiento, el vertido supone un incremento en la concentración de distintos contaminantes en el medio receptor, afectando fundamentalmente al tipo de aguas costeras influenciadas por el afloramiento asociado al frente de plataforma-talud (LEVON). Sin embargo, el diseño del emisario garantiza que las concentraciones alcanzadas no superen los límites legales.

Según los resultados del modelo de dispersión, la concentración de nitratos varía desde los 85 mg/L en el punto inicial a valores inferiores a 0,9 mg/L de NO_3^- en el campo cercano. Estos valores del campo cercano se reducen en un 50% a poco más de 50 m del punto de vertido (difusores) y llegan, en el peor de los escenarios planteados por el modelo, a valores inferiores a 0,1 mg/L (equivalente a 1,6 $\mu\text{mol/L}$) a 1 Km del mismo. Por tanto, los valores producidos por el vertido se encontrarían por debajo de los límites que determinan el buen estado para las masas de agua costera previsiblemente afectadas por el vertido, según el Real Decreto 817/2015 (3,65 $\mu\text{mol/L}$ en áreas situadas a más de 200 m de la costa). Estas concentraciones se encuentran igualmente dentro de los valores considerados normales para las masas de agua mediterránea de la zona (Estrategia Marina de la Demarcación marina Levantino-Balear, 2012).

En la vertical al foco de emisión, se presentarán en superficie las concentraciones máximas puntuales de nitratos. Los valores según los datos que ofrece el modelo, estarán alrededor de 0,4 mg/L de NO_3^- (equivalentes a 6,4 $\mu\text{mol/L}$). Estos valores se reducen rápidamente al alejarse del punto de vertido, encontrándose dentro de los rangos que determinan el buen estado de las masas de agua.

Existen estudios que reproducen la correlación entre la producción de fitoplancton y las concentraciones de nitratos en el Mediterráneo Occidental. Así, valores del orden de 0,1 mg/L de NO_3^- generan aumentos en la producción primaria de las capas superficiales de la columna de agua, que se corresponden con máximos de clorofila a del orden de 1,5 $\mu\text{g/L}$ (Valencia Vila,

J., 2013). Atendiendo a estas consideraciones, los crecimientos que se generarían en las zonas enriquecidas en nitratos debido a la dispersión del vertido, se encontrarían previsiblemente dentro del valor que establece el Real Decreto 817/2015 para las masas de agua costera afectadas (1,8 µg/L de Chl-a como límite bueno/moderado). Será en el agua superficial situado en la vertical del punto de vertido, donde pueda darse un mayor aumento de la producción primaria, relacionado directamente con los valores máximos de nitratos que arroja el modelo de dispersión empleado.

Los efectos producidos por el aumento en la concentración de nitratos, podrían ser mayores en la época estival en las capas superiores de la columna de agua, favorecidos por el aumento de la radiación, la formación de la termoclina y la nutriclina asociada (disminución significativa de nutrientes en las capas superficiales, como consecuencia de su consumo por parte del fitoplancton) y desencadenar un aumento de las concentraciones de organismos fotosintéticos y la consecuente activación del zooplancton (Ahumada et al., 1991). Estos repuntes de la producción fotosintética se podrían dar de forma local en las proximidades del punto de vertido. En áreas más alejadas, este efecto disminuye de forma paulatina, a medida que las concentraciones de nitrato disminuyen. No obstante, cabe remarcar que la producción de fitoplancton en la zona de la pluma podría ser menor de lo esperado, en general, como consecuencia de las estequiometrias de los diferentes nutrientes que estén fuera de los óptimos y posiblemente desplazados a hacia el enriquecimiento de nitratos, dado que no se tiene certeza acerca de los niveles de fosfatos aportados por el efluente. Por tanto, la afección sobre el buen estado de las aguas para el parámetro clorofila a, estaría muy probablemente limitada a zonas y momentos puntuales.

Por último, hace falta destacar que la concentración máxima vertida de 85 mg/L de NO₃. se ha empleado como criterio básico de diseño del emisario (límite legal para las autorizaciones de vertidos al mar en la Comunidad de Murcia), aunque finalmente podría resultar sensiblemente inferior, dependiendo del rendimiento alcanzado por la planta desnitrificadora. Por consiguiente, en el peor de los casos los valores de nitratos serían muy similares a los que vierte la EDAR de San Pedro del Pinatar (80 mg/L) y que, hasta la fecha, no se conoce que hayan supuesto impactos significativos en la calidad del medio receptor, según los controles y seguimientos llevados a cabo.

En definitiva, se considera que los impactos potenciales sobre la calidad del agua de mar, producidos por el vertido en condiciones normales, serán mayormente compatibles, ya que la recuperación de los valores iniciales se sucederá en un breve periodo de tiempo y no requerirá de medidas correctoras tras el cese de la actuación. Por último, los vertidos accidentales debidos a rotura del emisario o a averías en el sistema de impulsión, por su carácter imprevisto e incontrolado pueden causar efectos de mayor intensidad y superar los límites legales, pero serán temporales. Por ello, el impacto se considera moderado en estos casos, aunque poco probable, y requerirá la adopción de las oportunas medidas preventivas.

Los impactos del funcionamiento del emisario, sobre la calidad de la masa de agua receptora del vertido (aguas costeras LEVON), se caracterizan por ser de tipo NEGATIVO, DIRECTO, SIMPLE, CONTINUO, TEMPORAL, REVERSIBLE y RECUPERABLE.

Masa de agua influenciada por el Mar Menor

Como parte de los procesos naturales de intercambio entre las masas de agua del Mar Menor y del Mediterráneo, el agua saliente de la laguna (masa de agua costera del tipo LEVMM, atendiendo a su productividad) tiene una influencia directa sobre el tipo de aguas costeras con baja influencia de aportes terrestres (LEVC1), las aguas más cercanas a la línea de costa.

En la actualidad, el agua de la laguna del Mar Menor presenta un estado degradado en sus características tanto físico-químicas como biológicas, lo que está afectando negativamente la calidad del agua mediterránea adyacente. En particular, en el sector próximo a la desembocadura del canal de El Estacio se ha detectado un deterioro de los indicadores de calidad a partir de 2016, tras la crisis distrófica sufrida por el Mar Menor. Esto se ha traducido en un intenso y rápido declive del área de pradera expuesta a las aguas salientes de la laguna, muy probablemente debido a un aumento de la turbidez y de la concentración de elementos nitrogenados y materia orgánica disuelta.

Por tanto, la disminución de los aportes de nutrientes a la laguna, gracias al normal funcionamiento del emisario (e infraestructura asociada), y la consiguiente recuperación de su calidad ambiental, podrá repercutir en una mejora de las condiciones de la masa de agua directamente influenciada por la salida difusa de contaminantes desde el Mar Menor.

Los impactos del funcionamiento del emisario, sobre la calidad de la masa de agua influenciada por el Mar Menor (aguas costeras LEVC1), se caracterizan por ser de tipo POSITIVO, INDIRECTO, ACUMULATIVO, CONTINUO y TEMPORAL.

Valoración general de la magnitud del impacto ambiental

De forma global, la magnitud del impacto sobre la calidad del agua de mar durante la fase de funcionamiento, se valora como **COMPATIBLE-MODERADO**. El funcionamiento de esta infraestructura implica un aumento en las concentraciones de contaminantes en el punto de salida del efluente y su área de afección, que se prevén plenamente acordes con los límites legales y los parámetros de calidad de las masas de agua receptoras del vertido, gracias a las características básicas de diseño del emisario. Por otro lado, muy previsiblemente ayudará a mejorar la calidad de la masa agua con influencia directa del Mar Menor. No obstante, la existencia de una relativa incertidumbre acerca de los posibles efectos del vertido sobre la productividad del sistema acuático, hacen que sea necesario adoptar medidas de tipo preventivo en el sistema de depuración e impulsión (planta de desnitrificación).

4.3.2. Impactos sobre la geomorfología y los suelos del fondo marino

Fase de ejecución

La ejecución de la zanja es la acción que mayor impacto tiene sobre el fondo marino. Esta acción provoca una alteración permanente de la geomorfología del fondo y pérdida de terreno natural, por lo que es un impacto significativo aunque de escasa extensión espacial y baja intensidad. El tendido de la tubería y los lastres también altera la geomorfología y el fondo, aunque con menor intensidad.

Los impactos sobre la geomorfología y los suelos se caracterizan por ser de tipo NEGATIVO, DIRECTO, SIMPLE, CONTINUO, TEMPORAL, REVERSIBLE y RECUPERABLE.

Valoración general de la magnitud del impacto ambiental

En términos generales, en cuanto a su magnitud, el impacto ambiental sobre la geomorfología y los suelos del fondo marino se valora como **MODERADO**. La ejecución de la obra, especialmente para la instalación del tramo de sección tipo 1 del emisario, supondrá un conjunto de impactos en los fondos marinos que precisa la aplicación de las correspondientes medidas preventivas y correctoras, aunque no será preciso que tengan un carácter intensivo.

Fase de funcionamiento

Impacto **NO SIGNIFICATIVO**, debido al soterramiento de la infraestructura en el tramo de sección tipo 1 y a las características constructivas de la sección tipo 1. Durante el funcionamiento del emisario no se dan impactos ambientales sobre el fondo marino, más allá de los cambios morfológicos motivados por la presencia de la tubería lastrada.

4.3.3. Impactos sobre las comunidades marinas

Fase de ejecución

La construcción del emisario, implica varias acciones que pueden generar impactos sobre las comunidades y hábitats marinos:

- Ejecución de zanja y colocación de tubería (sección tipo 1) en Comunidad de Arenas Finas Bien Calibradas;
- Tendido de tubería lastrada (sección tipo 2) sobre Pradera de *Posidonia oceanica* y Biocenosis de los Fondos Detríticos Costeros;
- Molestias sobre la fauna;
- Contaminación por vertidos accidentales.

El soterramiento del tramo más próximo a la línea de costa (sección tipo 1 del emisario), hasta los 7 m de profundidad, implicará la apertura de una zanja de aproximadamente 550 m de longitud por 3 m de anchura, según el proyecto básico. Es la acción que mayor impacto tiene sobre el fondo marino y, en la práctica, supone la destrucción directa de unos 1.650 m² (0,16 ha) de la Comunidad de Arenas Finas Bien Calibradas. Esto representa un efecto muy localizado sobre una biocenosis que, aunque presenta un buen estado de conservación, al tratarse de arenas desprovistas de vegetación es intrínsecamente pobre en cuanto a su composición específica, poco diversa y de escasa complejidad estructural, por lo que posee

una importancia ecológica relativamente baja. Además, precisamente debido a la poca complejidad de esta comunidad y a su amplia representación en la zona, la capacidad de recuperación resulta muy elevada, tanto en la zona directamente afectada por la actuación como en las áreas influenciadas por los movimientos de arenas.

La resuspensión de sedimentos, provocada por los trabajos de excavación en su tramo final, podría afectar al límite somero de *Posidonia oceanica* en el punto más próximo a las obras, como consecuencia del incremento puntual de la turbidez del agua y de la deposición de la arena removida. No obstante, *Posidonia* se encuentra adaptada a los procesos de ligero aterramiento por sedimentación (crecimiento ortótropo), que se dan de forma natural especialmente en áreas someras, por lo que se considera que el efecto será de baja intensidad. Por otro lado, el periodo de ejecución no resulta lo suficientemente prolongado como para que la turbidez afecte la funcionalidad de la pradera. Los impactos serán de escasa extensión espacial y temporal y remitirán cuando finalice la construcción del emisario, pero deberán contemplarse las adecuadas medidas protectoras e incluirlas en el Plan de Vigilancia Ambiental de la obra, siempre supeditadas a una delimitación precisa de la pradera de *P. oceanica* en este sector.

El punto donde el emisario empieza a discurrir apoyado sobre el fondo del mar, se hace coincidir con el inicio de la pradera de *Posidonia oceanica*, para evitar los daños que sobre ésta produciría la apertura de una zanja. Según mediciones basadas en las Ecocartografías del MAGRAMA, el emisario discurrirá a lo largo de unos 2.260 m de pradera. Para el tendido de la tubería en este tramo (sección tipo 2), se emplea un proceso constructivo poco agresivo con las comunidades bentónicas. El emisario no se asienta directamente sobre el sustrato, sino que se colocan lastres cada 7 metros, con dos puntos de apoyo cada uno, para reducir al máximo la superficie de contacto. Además, el fondeo de las tuberías se realiza de forma controlada, mediante inundación progresiva con apoyo de flotadores.

No obstante, este diseño no evita que se produzcan daños en el dosel foliar de la pradera de *P. oceanica*, con una pérdida de superficie debida a los apoyos de los lastres, aunque afecta mínimamente a la mata (entramado de rizomas, raíces y sedimentos atrapados). A pesar de tratarse de un impacto directo y permanente, se considera que su intensidad y extensión son relativamente bajas, debido a las técnicas empleadas para minimizar el daño. Por otro lado, el movimiento de los lastres sobre el fondo, hasta el asentamiento definitivo de la estructura, puede provocar una resuspensión de sedimentos e incremento de la turbidez, aunque de pequeña entidad, con efectos sobre la pradera similares a los descritos más arriba, por lo que este impacto se considera de escasa magnitud, remitiendo tras finalizar las obras.

El tramo final del nuevo emisario recorre la Biocenosis de los Fondos Detríticos Costeros a lo largo de aproximadamente 2.680 m. Se trata de una comunidad circalitoral de importancia ecológica moderada y escasa singularidad (a priori). Se caracteriza por una gruesa granulometría, lo que permite una relativa complejidad estructural y relativamente alta riqueza específica, aunque con una fragilidad menor que la pradera de *Posidonia oceanica*. En este sector, el tendido de la tubería lastrada tendría efectos similares aunque de menor

magnitud a los descritos para *Posidonia*. Dentro de esta comunidad de fondos detríticos, la franja adyacente a la pradera está ocupada de forma discontinua por una facies del alga *Caulerpa racemosa (cylindracea)*. Esta clorofita está incluida en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (RD 630/2013) y ha tenido una expansión masiva y casi generalizada en los últimos años, llegando a estar considerada una amenaza potencial para las praderas de angiospermas marinas. No obstante, se ha comprobado la elevada resiliencia de *Posidonia* a este macrófito invasor y su papel de barrera ecológica contra su dispersión (Ruiz et al., 2015). En cualquier caso, tendría que confirmarse la presencia y distribución actual de *C. cylindracea* mediante una cartografía bionómica de detalle para, en su caso, adoptar medidas preventivas orientadas a evitar su expansión durante los trabajos de construcción.

Por otro lado, el funcionamiento de la maquinaria y embarcaciones generará efectos indirectos sobre las especies de macrofauna móvil (peces, mamíferos marinos y aves) presentes en la zona de actuación, por espantamiento debido al ruido, particularmente durante el soterramiento del primer tramo del emisario. En todo caso, se considera un impacto temporal y de escasa extensión, por lo que se considera compatible en general.

En cuanto a los posibles vertidos accidentales (derrames o fugas), en función de su magnitud sí pueden generar efectos significativos de mayor intensidad. En todo caso, se trata de eventos poco probables, temporales y de escasa extensión, que no comprometerán la viabilidad de las comunidades bentónicas. Con las medidas de contingencia obligatorias en las embarcaciones y maquinaria empleadas, su potencial impacto quedaría minimizado.

En resumen, los impactos sobre las comunidades marinas en la fase de ejecución, se caracterizan por ser de tipo NEGATIVO, DIRECTO, SIMPLE, CONTINUO, TEMPORAL, REVERSIBLE y RECUPERABLE.

Valoración general de la magnitud del impacto ambiental

Durante esta fase, la magnitud del impacto sobre las comunidades marinas se valora como impacto ambiental **MODERADO**. La ejecución de la obra, especialmente para la instalación del tramo de sección tipo 1 del emisario, supondrá un conjunto de impactos en las comunidades bentónicas que precisa la aplicación de las correspondientes medidas preventivas y correctoras, especialmente en el punto más cercano al límite inferior de la pradera de *Posidonia*, aunque no será preciso que tengan un carácter intensivo. El diseño del emisario y las técnicas constructivas empleadas para el tendido del tramo de sección tipo 2, aseguran que los daños causados sobre las comunidades del fondo sean mínimos, si bien se precisarán medidas preventivas poco intensivas a incluir en el PVA de la obra, sobre todo en lo que respecta a extremar las precauciones frente a la posible expansión del alga invasora *Caulerpa cylindracea*. Impactos potenciales indirectos sobre otros compartimentos del ecosistema se consideran de escasa relevancia, remitiendo inmediatamente tras la actuación.

Fase de funcionamiento

De igual modo que para la calidad del agua de mar, dada la íntima relación que existe entre ésta y el estado ecológico de las comunidades marinas, se consideran dos tipos de afecciones de carácter opuesto, como consecuencia del funcionamiento del emisario submarino:

- Incremento de las concentraciones de distintos contaminantes en la masa de agua receptora del vertido desde el emisario, a unos 6 Km mar adentro del frente costero de San Pedro del Pinatar.
- Reducción del grado de eutrofia del agua saliente de la laguna, que supone una mejora en la calidad de la masa de agua mediterránea influenciada por el Mar Menor.

Adicionalmente, habrá que tener en cuenta como elemento generador de impactos durante esta fase:

- Ocupación de los fondos por parte de tubería lastrada (sección tipo 1).

Comunidades afectadas por la ocupación de los fondos

El emisario proyectado discurrirá tendido sobre la pradera de *Posidonia oceanica* a lo largo de unos 2.260 m, con una anchura máxima de 2 m (considerando los lastres), por lo que ocupará una superficie teórica aproximada de 4.520 m² (0,45 ha).

Los impactos potenciales sobre la pradera derivan de una reducción de la luz incidente (efecto sombra) en determinadas zonas y una pérdida reducida de superficie por los apoyos de los lastres. *Posidonia* se encuentra adaptada a un cierto grado de variabilidad en la irradiancia solar, debido a la proyección de sombras desde, por ejemplo, zonas acantiladas cuando la pradera se desarrolla muy próxima a litorales rocosos. No obstante, un sombreado intenso puede causar un significativo incremento de la mortalidad de los haces de hojas (Ruiz y Romero, 2001), por lo que es previsible que el potencial efecto negativo sea más intenso en sectores de pradera profunda, donde la iluminación está más restringida. Por otro lado, aunque el emisario no se asienta directamente sobre el sustrato, las superficies sobre las que se apoye impedirán el crecimiento ortótropo de los rizomas y del dosel foliar en esos puntos. En cualquier caso, las pequeñas disminuciones en la superficie producirán un impacto moderado sobre la pradera y muy reducido respecto a la alternativa de soterrar el emisario.

La pérdida teórica máxima, si desapareciera toda la superficie de pradera ocupada por el emisario (escenario poco probable), sería de 0,45 ha, lo que supondría una disminución del 0,003% de la cobertura total de las praderas de la Región de Murcia, calculada en 112,86 km² (Ruiz et al., 2015). La disminución de la superficie de praderas supone una caída de las funciones ecológicas que prestan las comunidades de angiospermas marinas. Esta funcionalidad debe ser proporcional a la superficie que ocupan y al grado de conservación que presentan. Por tanto, se asume que esta potencial pérdida de superficie no comprometería la funcionalidad ecológica ni el mantenimiento a largo plazo de la amplia pradera existente en la Franja Mediterránea Norte. Por otro lado, hace falta destacar que se pretende ubicar el nuevo emisario lo más próximo posible a aquél por el que vierte la EDAR de San Pedro del Pinatar, donde en su día se realizaron unas actuaciones que afectaron a la pradera de *Posidonia*

oceanica. En consecuencia, la teórica afección se daría parcialmente sobre un área de la pradera que probablemente no se encuentre en óptimas condiciones.

El tramo de emisario que discurre sobre la Comunidad de Fondos Detríticos Costeros, ocuparía teóricamente una superficie máxima muy limitada, de 5.360 m² (0,53 ha), en relación a la amplia representación de esta comunidad en la zona de estudio, por lo que esta potencial pérdida de superficie no comprometería su integridad a largo plazo. Además, la afección debida al sombreado por parte de la tubería se considera, en principio, poco significativa, debido a lo limitado de la cobertura algal en este tipo de fondos. Por consiguiente, teniendo en cuenta la escasa superficie afectada, el sistema de construcción empleado y la importancia ecológica moderada de los fondos detríticos, se considera que la presencia del emisario implicará un impacto significativo, aunque de baja intensidad sobre los fondos detríticos.

Los impactos sobre las comunidades marinas afectadas por la ocupación del fondo, se caracterizan por ser de tipo NEGATIVO, DIRECTO, SIMPLE, CONTINUO, PERMANENTE, REVERSIBLE y RECUPERABLE.

Comunidades afectadas por el vertido desde el emisario

De forma general, el incremento en las concentraciones de nutrientes en la columna de agua, puede favorecer la proliferación de fitoplancton e inducir desarrollos masivos de algas epífitas sobre las hojas de las angiospermas marinas, de tal modo que se traduce en una reducción de la luz disponible para la fotosíntesis, que puede causar desequilibrios del balance de carbono de la planta y, por tanto, una limitación de su crecimiento y supervivencia. Estos desequilibrios metabólicos pueden agravarse por otros mecanismos. Ante un exceso de nitrógeno en el medio, las angiospermas tienden a asimilarlo y almacenarlo en esqueletos carbonatados (normalmente aminoácidos), en detrimento de otros procesos como la respiración o el crecimiento celular. Con el tiempo, este proceso lleva a una reducción de las reservas de carbono de la planta, necesarias en épocas o condiciones en las que la luz es un factor limitante. Con el aumento de nutrientes también se ha comprobado que la actividad de los herbívoros aumenta de forma significativa, causando una reducción drástica de la biomasa fotosintética (Ruiz et al., 2015). Otro efecto que podría generar el vertido, como consecuencia del aumento de organismos planctónicos en el agua, es la deposición de materia orgánica, pudiendo modificar las condiciones fisicoquímicas del sedimento. Estos factores podrían provocar cambios sobre los ciclos bioquímicos de *Posidonia oceanica* y dificultar el mantenimiento de las praderas, especialmente en las zonas más profundas, donde las angiospermas se encuentran con mayores restricciones y son más sensibles a los cambios.

Para prevenir que se produzcan los efectos adversos descritos, el emisario está proyectado para que el efluente sea vertido a 2,5 Km del contorno más cercano de la pradera de *Posidonia oceanica*, según mediciones efectuadas sobre las Ecocartografías del MAGRAMA (2009). El diseño del emisario y su sistema de difusores se plantea para maximizar la distancia de vertido y la dilución de los nutrientes y, de este modo, minimizar los posibles efectos negativos, garantizando la compatibilidad del vertido con el mantenimiento de las praderas. Cabe

destacar que, según la modelización del vertido, la concentración de nitratos en la columna de agua sobre las praderas más próximas se sitúa dentro de valores que determinan un buen estado químico para las masas de agua costera previsiblemente afectadas por el vertido, lo que se traduce en unos niveles de Chl-a considerados normales para las masas de agua mediterránea de la zona. Por este motivo, aunque el impacto sobre la calidad del agua sea significativo en zonas aledañas, no se espera un potencial impacto negativo sobre esta comunidad en la fase de funcionamiento del nuevo emisario.

No obstante, hay que tener en cuenta que este vertido podría suponer una presión adicional sobre una zona ya alterada en el límite profundo de la pradera de *Posidonia oceanica* frente a San Pedro del Pinatar, considerado como un sector donde el riesgo de regresión es elevado (Atlas de las Praderas Marinas de España, 2015). La posibilidad de efectos sinérgicos con otros vertidos presentes en las inmediaciones, unida a la relativa incertidumbre existente acerca de los posibles efectos del vertido sobre la productividad del sistema acuático, hace que se considere el impacto potencial como moderado en esta zona y que sea necesario adoptar medidas preventivas en el diseño final de la infraestructura, así como el establecimiento de una monitorización específica de este sector de la pradera, dentro del Plan de Vigilancia Ambiental del proyecto.

La Biocenosis de los Fondos Detríticos Costeros, donde se sitúa el punto de vertido, será previsiblemente la comunidad marina más expuesta al aumento de nutrientes en la columna de agua y a los posibles efectos directos del vertido. Un potencial incremento de la producción primaria en la pluma de dispersión del vertido, podría elevar localmente el contenido de materia orgánica en el sedimento y provocar cambios en la granulometría y en las condiciones fisicoquímicas del mismo. Estos efectos pueden generar un impacto negativo sobre las comunidades del detrítico costero presentes en el área de influencia, que puede variar desde una simplificación del ecosistema y una pérdida de biodiversidad a la sustitución de especies por otras más propias del detrítico costero enfangado. En cualquier caso, es previsible que la potencial afección sobre esta biocenosis se produzca únicamente de forma puntual, en zonas localizadas en las cercanías de la batería de difusores, puesto que será en el agua superficial situado en la vertical del punto de vertido donde pueda darse un mayor aumento de la producción primaria, relacionado directamente con los valores máximos de nitratos que arroja el modelo de dispersión empleado.

El diseño del emisario se ha realizado para maximizar la dilución de los contaminantes más relevantes (especialmente nitratos), por lo que durante su normal funcionamiento, el vertido tendrá un impacto significativo por permanente, aunque de escasa intensidad y extensión, y no se prevé que cause un deterioro generalizado de las comunidades del detrítico costero.

Por último, un vertido accidental por rotura del emisario o avería podría tener efectos más intensos, en caso de darse en una zona con presencia de *Posidonia* o por estar el vertido menos diluido, pero serán temporales. Por ello, el impacto se considera moderado en estos casos, aunque poco probable, y requerirá la adopción de las oportunas medidas preventivas.

Los impactos sobre las comunidades marinas directamente afectadas por el vertido, se caracterizan por ser de tipo NEGATIVO, DIRECTO, SIMPLE, CONTINUO, PERMANENTE, REVERSIBLE y RECUPERABLE.

Comunidades influenciadas por el Mar Menor

Los muestreos periódicos llevados a cabo por el IEO, han puesto en evidencia que el área de pradera expuesta a las aguas del Mar Menor ha entrado en un intenso y rápido declive a partir de 2016, consistente en un rápido descenso de la densidad de haces y su cobertura, del orden del 60-75% respecto a las praderas de referencia. Cambios de esta envergadura en la estructura de la pradera de *Posidonia oceanica*, no responden a simples eventos de ocurrencia puntual. Sólo podrían explicarse en el caso de una elevada persistencia de la perturbación, de 1 año o más (Ruiz et al., 2001), por lo que se suponen asociados directamente a la crisis de eutrofización de la laguna.

Así pues, el normal funcionamiento del emisario (e infraestructura asociada) y la consiguiente reducción del grado de eutrofia del agua saliente de la laguna, supondrá muy previsiblemente una recuperación de los parámetros estructurales (número de haces y producción de biomasa) previos a la crisis distrófica del Mar Menor, en el sector de la pradera de *P. oceanica* adyacente al canal de El Estacio.

Los impactos del funcionamiento del emisario, sobre las comunidades marinas influenciadas por el Mar Menor, se caracterizan por ser de tipo POSITIVO, INDIRECTO, ACUMULATIVO, CONTINUO y PERMANENTE.

Valoración general de la magnitud del impacto ambiental

De forma global, la magnitud del impacto sobre las comunidades marinas durante la fase de funcionamiento, se valora como **MODERADO**. La posible pérdida de superficie de pradera de *Posidonia*, por ocupación del fondo, tiene una extensión muy limitada gracias a las técnicas empleadas para minimizar el daño. El funcionamiento de esta infraestructura implica un aumento en las concentraciones de contaminantes en el punto de salida del efluente, acordes con los límites legales, y no se prevé que cause un deterioro generalizado del detrítico costero, gracias a las características básicas de diseño, ni que afecte directamente a la pradera, debido a su alejamiento de la misma. Por otro lado, muy previsiblemente ayudará a la recuperación del sector de pradera expuesto a las aguas del Mar Menor. No obstante, la existencia de una relativa incertidumbre acerca de los posibles efectos del vertido sobre la productividad del sistema acuático, junto con la posibilidad de efectos sinérgicos con otros vertidos próximos, hacen que sea necesario adoptar medidas de tipo preventivo en el diseño final del proyecto.

4.3.4. Impactos sobre la Red Natura 2000

Fase de ejecución

La construcción del nuevo emisario, que atravesará el LIC *Franja litoral sumergida de la Región de Murcia*, afectará fundamentalmente al tipo de hábitat 1110 Bancos de arena cubiertos

permanentemente por agua marina poco profunda. La ejecución de la zanja y colocación de tubería (sección tipo 1) es la acción que mayor impacto tiene sobre el fondo marino, pero al tratarse de arenas desprovistas de vegetación, se considera moderado. No obstante, precisa la aplicación de las correspondientes medidas preventivas y correctoras, especialmente en el punto más cercano al límite inferior de la pradera de *Posidonia*.

El tendido de tubería lastrada (sección tipo 2) se hará, dentro del LIC, sobre el tipo de hábitat prioritario 1120* Praderas de Posidonia (*Posidonium oceanicae*). A pesar de tratarse de un impacto directo y permanente, se considera que su intensidad y extensión son relativamente bajas, debido a las técnicas empleadas para minimizar el daño.

En el caso de la ZEPA *Espacio marino de Tabarca-Cabo de Palos*, no se prevé que la obra provoque efectos significativos sobre las aves, más allá de los indirectos debidos al ruido de los trabajos (espantamiento temporal).

Valoración general de la magnitud del impacto ambiental

MODERADO en el LIC *Franja litoral sumergida de la Región de Murcia* y **NULO** en la ZEPA *Espacio marino de Tabarca-Cabo de Palos*.

Fase de funcionamiento

La pérdida teórica máxima, si desapareciera toda la superficie de pradera ocupada por el emisario (escenario poco probable), sería de 0,45 ha del tipo de hábitat prioritario 1120* Praderas de Posidonia (*Posidonium oceanicae*), lo que supondría un 0,004% de los 94,93 km² estimados dentro del LIC *Franja litoral sumergida de la Región de Murcia* (Red Natura 2000). Por tanto, se asume que esta disminución no compromete su funcionalidad ecológica ni el mantenimiento a largo plazo de las praderas amparadas bajo esta figura de protección. Además, no se prevé que el vertido afecte directamente a la pradera, debido a su alejamiento de la misma. Por otro lado, el funcionamiento de la nueva infraestructura ayudará previsiblemente a la recuperación del sector de pradera expuesto a las aguas del Mar Menor.

No obstante, la existencia de una relativa incertidumbre acerca de los posibles efectos del vertido sobre la productividad del sistema acuático, junto con la posibilidad de efectos sinérgicos con otros vertidos próximos, hacen que sea necesario incorporar medidas de tipo preventivo en el diseño definitivo del proyecto (reserva de dilución).

Sobre las comunidades de aves presentes en la ZEPA *Espacio marino de Tabarca-Cabo de Palos*, el potencial efecto del emisario se considera nulo en esta fase.

Valoración general de la magnitud del impacto ambiental

MODERADO en el LIC *Franja litoral sumergida de la Región de Murcia* y **NULO** en la ZEPA *Espacio marino de Tabarca-Cabo de Palos*.

4.3.5. Impactos sobre la calidad de vida

Fase de ejecución

Durante esta fase, podrían darse limitaciones en el uso público del espacio y molestias a la población en entornos urbanos. Existirán posibles limitaciones en el disfrute de las aguas de baño afectadas por las obras de construcción e instalación del emisario, especialmente durante la apertura de la zanja e instalación del tramo de sección tipo 1 del emisario. La ejecución de este tramo, el más somero y próximo a la costa, implicará movimientos de tierras y el empleo embarcaciones y maquinaria en aguas de uso público.

Los impactos sobre la calidad de vida se caracterizan por ser de tipo NEGATIVO, DIRECTO, ACUMULATIVO, CONTINUO, TEMPORAL, REVERSIBLE y RECUPERABLE.

Valoración general de la magnitud del impacto ambiental

En términos generales, en cuanto a su magnitud, el impacto ambiental sobre la calidad de vida de la población se valora como **MODERADO**. La ejecución de la obra, especialmente para la instalación del tramo de sección tipo 1 del emisario, supondrá un conjunto de molestias que precisa la aplicación de las correspondientes medidas preventivas y correctoras, aunque no será preciso que tengan un carácter intensivo. Las limitaciones en el uso público del espacio dejarán de tener efecto una vez finalice la construcción del emisario.

Fase de funcionamiento

Impacto **NO SIGNIFICATIVO**. Durante el normal funcionamiento del emisario no se dan impactos sobre la calidad de vida. Un posible fallo o vertido accidental del emisario podría generar un impacto negativo sobre esta variable ambiental, dependiendo de su localización, pero en cualquier caso sería temporal y puntual.

4.3.6. Impactos sobre la economía y el empleo

Fase de ejecución

Existe una posible afección negativa a la actividad pesquera de la zona durante la instalación del emisario submarino, debido al tránsito de las embarcaciones implicadas y al impedimento temporal a faenar con normalidad en las proximidades de las obras.

Los impactos sobre la economía pesquera se caracterizan por ser de tipo NEGATIVO, DIRECTO, ACUMULATIVO, CONTINUO, TEMPORAL, REVERSIBLE y RECUPERABLE.

Por otro lado, las distintas actividades llevadas a cabo durante la construcción tienen efectos positivos sobre el empleo, como la contratación de población local para la ejecución de los trabajos, aunque previsiblemente serían de baja intensidad. El impacto sobre esta variable se caracteriza como POSITIVO, DIRECTO, SINÉRGICO, CONTINUO y TEMPORAL.

Valoración general de la magnitud del impacto ambiental

La magnitud del impacto sobre la economía y el empleo durante la construcción del emisario, se valora como impacto ambiental **COMPATIBLE**. La ejecución de la obra supondrá una serie de molestias y limitaciones a la pesca profesional, que dejarán de tener efecto una vez finalice la construcción y no precisa de medidas preventivas o correctoras. Por otro lado, el empleo local podrá verse afectado positivamente.

Fase de funcionamiento

Impacto **NO SIGNIFICATIVO**. Durante el normal funcionamiento del emisario no se prevén efectos relevantes sobre la economía y el empleo.

4.3.7. Impactos sobre las infraestructuras de saneamiento

Fase de ejecución

Impacto **NULO**. Durante la construcción, no se generan impactos sobre otras infraestructuras.

Fase de funcionamiento

Durante su funcionamiento, el emisario podría generar sinergias con otros emisarios cercanos, puesto que, en casos puntuales, podría permitir desalojar sus efluentes ante accidentes o tareas de mantenimiento. No obstante, este supuesto debería ser previamente considerado en el diseño de esta infraestructura, las posibles interconexiones de la misma y su integración final en la red de saneamiento.

El impacto sobre la red de saneamiento se caracteriza por ser **POSITIVO, DIRECTO, SINÉRGICO, CONTINUO y PERMANENTE**.

Valoración general de la magnitud del impacto ambiental

La magnitud del impacto sobre las infraestructuras de saneamiento durante la fase de funcionamiento, se valora como impacto ambiental **FAVORABLE**.

4.3.8. Impactos sobre los recursos y la energía

Fase de ejecución

Las actividades de ejecución de zanja, tendido de la tubería y funcionamiento de los barcos y maquinaria generan unos gastos de recursos y energía que, por su temporalidad y escaso volumen, representan impactos de baja intensidad relativa. Esta serie de impactos se caracteriza por ser de tipo **NEGATIVO, DIRECTO, ACUMULATIVO, CONTINUO, TEMPORAL, REVERSIBLE y RECUPERABLE**.

Valoración general de la magnitud del impacto ambiental

En fase de ejecución, la magnitud del impacto sobre los recursos y la energía se valora como impacto ambiental **COMPATIBLE**, cesando tras las obras, y no precisa la aplicación de medidas preventivas o correctoras especiales.

Fase de funcionamiento

Impacto **NO SIGNIFICATIVO**. Durante el normal funcionamiento del emisario no se prevén efectos relevantes sobre los recursos y la energía. En caso de vertido accidental, el gasto de recursos y energía se considera igualmente irrelevante.

4.3.9. Impactos sobre el patrimonio arqueológico***Fase de ejecución***

A partir de la información cartográfica recogida en el inventario ambiental sobre bienes de interés cultural, se determina que en principio, el desarrollo del proyecto no afectará a ningún BIC de los que se dispone información geográfica a partir de la CARM (2016).

Por otro lado, debido a que el trazado del emisario proyectado discurrirá paralelo y muy próximo al emisario submarino de la EDAR de San Pedro del Pinatar, sobre el que no existen noticias de que en su día hubiera afectado al patrimonio arqueológico sumergido durante su construcción, no se prevén potenciales afecciones en este sentido.

Por ello, el impacto se valora como **NULO**.

Fase de funcionamiento

Impacto **NULO**. Durante el funcionamiento del emisario no se generan impactos sobre el patrimonio arqueológico.

4.4. Caracterización y valoración de los potenciales impactos

A continuación se presenta, en forma de tabla resumen, el resultado de la valoración de los potenciales impactos ambientales y socioeconómicos derivados del proyecto de vertido hacia el Mediterráneo, a través de un emisario submarino y previo tratamiento de desnitrificación, de las aguas de rechazo procedentes de la desalobración de efluentes agrarios procedentes del Campo de Cartagena.

Se distingue la fase de ejecución de la fase de funcionamiento:

<i>Factor del medio</i>	<i>Fase de ejecución</i>	<i>Fase de funcionamiento</i>
Calidad del agua de mar	COMPATIBLE	COMPATIBLE-MODERADO
Geomorfología y suelos del fondo marino	MODERADO	NO SIGNIFICATIVO
Comunidades marinas	MODERADO	MODERADO
Red Natura 2000	MODERADO	MODERADO
Calidad de vida	MODERADO	NO SIGNIFICATIVO
Economía y empleo	COMPATIBLE	NO SIGNIFICATIVO

Factor del medio	Fase de ejecución	Fase de funcionamiento
Infraestructuras de saneamiento	NULO	FAVORABLE
Recursos y energía	COMPATIBLE	NO SIGNIFICATIVO
Patrimonio arqueológico	NULO	NULO

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Centro de Estudios de Puertos y Costas (2011). Asistencia técnica en la EIA de vertidos líquidos y de actuaciones en el medio marino. *El sistema de protección del medio marino frente a los vertidos de las plantas desaladoras en España: análisis y propuesta de mejoras*. Ministerio de Fomento.
- Confederación Hidrográfica del Segura (2013). *Plan Hidrológico de la Cuenca del Segura 2009/2015. Memoria. Diciembre de 2013*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente (2016). *Plan de Gestión Integral de los Espacios Protegidos del Mar Menor y la Franja Litoral Mediterránea de la Región de Murcia*. Anexo 8. Biocenosis marinas del protocolo sobre zonas especialmente protegidas y la diversidad biológica en el Mediterráneo (Convenio de Barcelona). Comunidad de Murcia.
- Cortes, D. et al. (2012) Estrategias Marinas: evaluación inicial, buen estado ambiental y objetivos ambientales. Demarcación Levantino-Balear. Descriptor 5: Eutrofización. Instituto Español de Oceanografía / Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y el Mar. Plan de Ecocartografías del litoral español: Ecocartografías de Alicante. UTE HIDTMA-IBERINSA (2006 y 2007). Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y el Mar. Plan de Ecocartografías del litoral español: Ecocartografías de Murcia. UTE HIDTMA-IBERINSA (2008 y 2009). Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Ruiz, J.M., Guillén, J.E., Ramos Segura, A., Otero, M.M. (Eds.) (2015). *Atlas de las praderas marinas de España*. IEO/IEL/ UICN, Murcia-Alicante-Málaga, 681 pp.
- Ruiz, J.M., Pérez, M. & Romero, J. (2001). *Effects of fish farm loadings on seagrass (Posidonia oceanica) distribution, growth and photosynthesis*. Mar. Pollut. Bull., 42 (9): 749-760.
- Ruiz, J.M. & Romero, J. (2001). *Effects of in situ experimental shading on the Mediterranean seagrass Posidonia oceanica*. Marine Ecology Progress Series, 215: 107-120.
- Valencia Vila, Joaquín (2013). Tesis doctoral. *Variación estacional del fitoplancton en una estación nerítica del Canal de Mallorca (Mediterráneo Occidental): 2000-2001*.

APÉNDICE 17.

DISEÑO DE LA RED DE RECOGIDA Y TRANSPORTE DE LOS RECHAZOS PROCEDENTES DE LAS DESALOBRAJADORAS DEL ÁMBITO REGABLE DE LA C.R.C.C. Y SU POSTERIOR TRATAMIENTO Y VERTIDO AL MAR MEDITERRÁNEO

APÉNDICE 17.

DISEÑO DE LA RED DE RECOGIDA Y TRANSPORTE DE LOS RECHAZOS PROCEDENTES DE LAS DESALOBRAJAS DEL ÁMBITO REGABLE DE LA C.R.C.C. Y SU POSTERIOR TRATAMIENTO Y VERTIDO AL MAR MEDITERRÁNEO



ESTUDIO DE ALTERNATIVAS

DISEÑO DE LA RED DE RECOGIDA Y TRANSPORTE DE LOS RECHAZOS PROCEDENTES DE LAS DESALOBRAJADORAS DEL ÁMBITO REGABLE DE LA C.R.C.C. Y SU POSTERIOR TRATAMIENTO Y VERTIDO AL MAR MEDITERRÁNEO



Comunidad de Regantes
Campo de Cartagena

Í N D I C E

ÍNDICE	2
01 RESUMEN EJECUTIVO	6
02 ANTECEDENTES	10
02.01 BALANCE HÍDRICO ACTUAL DE LA CRCC	10
02.02 ESTADO ECOLÓGICO DEL MAR MENOR	11
02.03 RED DE SALMUERODUCTOS ORIGINAL	12
03 PROMOTOR DEL ESTUDIO	15
04 OBJETO DEL ESTUDIO	16
05 DESCRIPCIÓN DEL ESTUDIO	16
05.01 ÁMBITO GEOGRÁFICO	16
05.02 DESCRIPCIÓN	17
06 DATOS DE PARTIDA	18
06.01 RECURSOS SUBTERRÁNEOS DISPONIBLES	18
06.02 CONDICIONANTES MEDIOAMBIENTALES	20
06.03 OTROS CONDICIONANTES DE PARTIDA	21
07 PLANTEAMIENTO DE ALTERNATIVAS DEL ESTUDIO	22
08 RED DE SALMUERODUCTOS	25
08.01 HIPÓTESIS CONSIDERADAS PARA EL DISEÑO HIDRÁULICO DE LA RED	25
08.02 ANÁLISIS HIDRÁULICO	27
08.03 ELEMENTOS DE CONEXIÓN DE LA RED CON EL USUARIO	30
08.04 ELEMENTOS DE CONEXIÓN DE LAS REDES PRIMARIAS A COLECTOR PRINCIPAL	32
08.05 VALORACIÓN DE LOS COSTES DE INVERSIÓN	33
08.06 MATERIALES A EMPLEAR	34
09 TRATAMIENTO DE DESNITRIFICACIÓN DE LA SALMUERA	36
09.01 SITUACIÓN ACTUAL	36
09.02 HIPÓTESIS CONSIDERADAS	39
09.02.01 OPCIONES DE DIMENSIONAMIENTO	40
09.02.02 GRADO DE DESNITRIFICACIÓN	41
09.02.03 VALORACIÓN DE LOS COSTES DE INVERSIÓN	42
09.02.04 VALORACIÓN DE LOS COSTES DE EXPLOTACIÓN	45
COSTES FIJOS	45
COSTES VARIABLES	47
VOLÚMENES DE AGUA TRATADA	49
RESUMEN DE COSTES	50

10 PUNTOS DE VERTIDO	51
10.01 VIABILIDAD AMBIENTAL	51
10.02 EMISARIOS SUBMARINOS	53
11 SUPERFICIE NECESARIA	57
11.01 NECESIDADES DE ESPACIO	57
11.02 PUNTO DE VERTIDO NORTE	58
11.03 PUNTO DE VERTIDO SUR	58
11.04 VALORACIÓN DE LOS TERRENOS ADSCRITOS AL TRATAMIENTO	58
12 DESCRIPCIÓN DE ALTERNATIVAS	59
12.01 ALTERNATIVA 0 (NO ACTUACIÓN)	59
12.02 ALTERNATIVA 80.1:	61
12.03 ALTERNATIVA 80.2:	61
12.04 ALTERNATIVA 80.3:	61
12.05 ALTERNATIVA 40.1:	62
12.06 ALTERNATIVA 40.2:	62
12.07 ALTERNATIVA 40.3:	62
13 VALORACIÓN DE ALTERNATIVAS	63
14 PRIMERAS CONCLUSIONES	66
15 DESALOBRACIÓN SECUNDARIA	67
15.01 INFORMACIÓN PREVIA	67
15.02 BASES DE DISEÑO	68
15.03 CARACTERIZACIÓN DE AGUA BRUTA	68
15.04 CARACTERIZACIÓN DEL EFLUENTE	69
15.05 COSTES DE INVERSIÓN	70
15.05.01 COSTES DE INVERSIÓN DE LA PLANTA MODULAR DE IASUR	70
15.06 COSTES DE EXPLOTACIÓN	71
15.06.01 CONSIDERACIONES INICIALES	71
15.06.02 COSTES FIJOS	73
15.06.03 COSTES VARIABLES	74
15.06.04 RESUMEN DE COSTES DE EXPLOTACIÓN	74
15.07 COSTE DE LOS TERRENOS NECESARIOS	75
15.08 RESUMEN DE COSTES	76
15.09 EFECTOS EN LA DESNITRIFICACIÓN	78
15.10 CONCLUSIONES	79
16 INCORPORACIÓN AGUA PRODUCTO AL SISTEMA DE DISTRIBUCIÓN	80

16.01 IMPULSIÓN AGUA PRODUCTO PARA UNA CAPACIDAD DE 40.000 M3/DÍA	81
16.02 IMPULSIÓN AGUA PRODUCTO PARA UNA CAPACIDAD DE 80.000 M3/DÍA	83
17 SOLUCIÓN PROPUESTA	86

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Datos obtenidos de la Tabla 13 Anejo 6 del PHDS.....	10
Tabla 2: Datos obtenidos de la Tabla 25 Anejo 6 PHDS.....	11
Tabla 3: Ficha del Anexo I del Anejo 10 del PHDS 2015/21.....	14
Tabla 4: Estructura de la zona regable de la CRCC.....	16
Tabla 5: Recursos hídricos subterráneos considerados.....	20
Tabla 6: Cuadro resumen de las alternativas del estudio.....	24
Tabla 7: Distribución de demandas hídricas por meses	26
Tabla 8: Resumen de valoración del coste ejecución red hidráulica (capacidad 100%).....	34
Tabla 9: Resumen de valoración del coste ejecución red hidráulica (capacidad 50%).....	34
Tabla 10: Alternativas consideradas sobre tamaños de plantas de desnitrificación	41
Tabla 11: Alternativas consideradas sobre grados de desnitrificación	42
Tabla 12: Inversión estimada en función de la capacidad de la planta de desnitrificación.....	43
Tabla 13: Superficie plantas desnitrificación en relación a su tamaño	44
Tabla 14: Estimación del coste eléctrico fijo en plantas de desnitrificación en función de su capacidad	45
Tabla 15: Cálculo de Costes de personal en plantas de desnitrificación en función de su capacidad	46
Tabla 16: Resumen hipótesis de costes fijos en plantas de desnitrificación en función de su capacidad.....	46
Tabla 17: Alternativas consideradas sobre grados de desnitrificación	47
Tabla 18: Coste ácido acético, caso escenario e desnitrificación DN 1.....	48
Tabla 19: Resumen costes variables, caso escenario de desnitrificación DN 1.....	48
Tabla 20: Distribución mensual de caudales de salmuera.	49
Tabla 21: Volúmenes tratados en las plantas de desnitrificación.	49
Tabla 22: Ratio de coste fijo por m3 desnitrificado	50
Tabla 23: Ratio de coste Total por m3 desnitrificado.	50
Tabla 24: Alternativas de caudal para los emisarios.	55
Tabla 25: Valoración alternativas emisario Norte.....	55
Tabla 26: Valoración alternativas emisario Sur.....	56
Tabla 27: Superficie de las plantas desnitrificación en relación a su tamaño.	57
Tabla 28: Superficie total de las parcelas necesarias para cada alternativa.....	57
Tabla 29: Coste de adquisición de terrenos en función del tamaño de la planta y la ubicación.....	58
Tabla 30: Cuadro resumen de las alternativas del estudio.....	63
Tabla 31: Desnitrificación. Resumen de costes (incluida la amortización de las inversiones).....	64
Tabla 32: Análisis tipo para el diseño de la instalación desalobración secundaria.	69

Tabla 33: Caracterización química del efluente en desalobración secundaria	70
Tabla 34: Costes de inversión desalobración secundaria. Instalación SIN desnitrificación previa.....	70
Tabla 35: Costes de inversión desalobración secundaria. Instalación CON desnitrificación previa.....	71
Tabla 36: Desalobración secundaria. Relación entre el tamaño de la planta y el factor de funcionamiento .	72
Tabla 37: Desalobración secundaria. Costes fijos en función del tamaño y caudal.....	73
Tabla 38: Desalobración secundaria. Costes fijos en función del tamaño y el caudal.....	74
Tabla 39: Desalobración secundaria. Costes de explotación. Instalación CON desnitrificación previa.	75
Tabla 40: Desalobración secundaria. Relación entre el tamaño de la planta y el factor de funcionamiento.	75
Tabla 41: Costes de inversión desalobradoras SIN desnitrificación previa.	76
Tabla 42: Costes de amortización desalobradoras SIN desnitrificación previa.	76
Tabla 43: Cálculo de Tarifa Fija para desalobración SIN desnitrificación previa.....	76
Tabla 44: Costes totales para desalobración SIN desnitrificación previa, con y sin amortización.	77
Tabla 45: Costes de inversión desalobradoras CON desnitrificación previa.	77
Tabla 46: Costes de amortización desalobradoras CON desnitrificación previa.....	77
Tabla 47: Cálculo de Tarifa Fija para desalobración CON desnitrificación previa.	77
Tabla 48: Costes totales para desalobración CON desnitrificación previa, con y sin amortización.	78
Tabla 49: Coste ácido acético, caso grado de desnitrificación DN 3	79

ÍNDICE DE ILUSTRACIONES

Ilustración 1: Área regable CRCC.....	15
Ilustración 2: Mapa procedente de: caracterización de las fuentes de contaminación de aguas subterráneas mediante técnicas multisotópicas.	18
Ilustración 3: Ubicación Pozos considerados en este estudio.....	20
Ilustración 4: Representación esquemática de un punto de conexión al usuario.....	31
Ilustración 5: Representación esquemática de un punto de conexión red primaria a red principal.....	32
Ilustración 6: Mapa de concentración de nitratos en puntos de la red de calidad. Promedio Nitratos 2007-2008.....	37
Ilustración 7: Reacción de oxidación (nitrificación) y de reducción (desnitrificación) que tienen lugar en el proceso de tratamiento NDN.....	38
Ilustración 8: Desnitrificación. Relación entre tamaño de planta y ratio de inversiones necesarias.	43
Ilustración 9: Desnitrificación. Superficie. EDARes en relación a su capacidad de tratamiento.	44
Ilustración 10: Atlas de las praderas marinas de España. Elaboración: IEO	51
Ilustración 11: Vista Emisario Norte	52
Ilustración 12: Vista Emisario Sur.....	53
Ilustración 13: Cuadro resumen de las alternativas del estudio.	59

01 RESUMEN EJECUTIVO

La búsqueda de soluciones que compatibilicen la explotación de los recursos hídricos subterráneos con la influencia que esta práctica ejerce sobre la calidad del agua del Mar Menor lleva a la **Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena (CRCC)** a realizar el encargo a **Arada Ingeniería, S.L.** de la elaboración de un ESTUDIO DE ALTERNATIVAS para el **“DISEÑO DE LA RED DE RECOGIDA Y TRANSPORTE DE LOS RECHAZOS PROCEDENTES DE LAS DESALOBRAJAS DEL ÁMBITO REGABLE DE LA C.R.C.C. Y SU POSTERIOR TRATAMIENTO Y VERTIDO AL MAR MEDITERRÁNEO”**

En consecuencia, el presente estudio analiza desde los puntos de vista técnico, ambiental y económico el diseño de un sistema de recogida, tratamiento y vertido de salmueras procedentes de la desalobración de los recursos extraídos de los acuíferos de la Masa de Agua subterránea “Campo de Cartagena” (070.052). Dicha extracción se produce a través de pozos que disponen de aprovechamientos autorizados e inscritos en el registro de aguas de la CHS y que se localizan sobre el ámbito geográfico de la CRCC.

Estos recursos subterráneos suponen un total de **67,1 hm³ anuales**, cantidad muy significativa en relación a los recursos totales disponibles de la CRCC pero con una baja aptitud para el uso agrícola, dado su alto contenido en sales en la mayoría de las zonas. El empleo de estas aguas subterráneas, sin un tratamiento previo de desalobración o una mezcla con otros recursos de mayor calidad, provocaría una paulatina degradación del suelo, con el correspondiente deterioro de su estructura, fertilidad y, en definitiva, capacidad productiva.

Esta circunstancia ha provocado la proliferación en los últimos años de numerosas instalaciones de desalobración, de carácter privado, extendidas de forma diseminada por el campo de Cartagena.

A la fecha de hoy dichas instalaciones se encuentran paradas, ya que la CHS ha desmantelado gran parte de las redes de salmueroconductos existentes que, por su precariedad o mal funcionamiento, estaban produciendo vertidos incontrolados de salmuera que acababan llegando al Mar Menor, con las consecuentes afecciones sobre la laguna.

Esta situación impide que buena parte de los aprovechamientos subterráneos autorizados puedan ser utilizados mientras no se disponga de una solución global que permita una adecuada gestión de la salmuera, que es lo que se analiza en el presente estudio. Esta solución debe concluir con un vertido autorizado al Mar Mediterráneo.

Debe saberse que gran parte de lo abordado en este estudio forma parte de una actuación recogida como **“de interés general”** en la **DISPOSICIÓN ADICIONAL Vigésima octava** de la **Ley 26/2009**, de 23

de diciembre, de Presupuestos Generales del Estado para el año 2010.

Además, el **Plan Hidrológico de la Cuenca del Segura PHD 2015/21**, en su Programa de Medidas que se deben adoptar para alcanzar los objetivos de la planificación Hidrológica, incluye la **medida 283** denominada **“Construcción de Salmueroductos que recojan los vertidos de la desalinizadoras privadas del Campo de Cartagena”** lo que permite afirmar que existe amparo legal y administrativo a las propuestas que posteriormente se exponen en este estudio de alternativas.

Por otro lado, otras instituciones como el Instituto Geológico y Minero de España han publicado estudios que recomiendan incrementar de forma controlada los bombeos en el acuífero cuaternario como actuaciones conducentes a mitigar y reducir la transferencia subterránea de nitratos y otros contaminantes al Mar menor. La constante recarga del acuífero, con retornos de riego, aumenta el nivel piezométrico si no se producen extracciones, favoreciendo el gradiente hidráulico entre las dos masas de agua y contribuyendo a aumentar la contaminación difusa de la laguna salada.

Así pues, la puesta en marcha de los pozos y desalobradoras existentes, en unas condiciones de funcionamiento adecuadas (captación, tratamiento y vertido de salmuera), compatibilizaría el uso agrícola de los recursos subterráneos con un impacto positivo sobre la calidad del agua del Mar Menor.

Como datos globales de partida para elaborar este Estudio de Alternativas hemos considerado que el proceso de desalobración en origen (desalobración primaria) genera un **25 %** de salmuera cuyo destino debe ser el vertido al Mar Mediterráneo. La caracterización de esta salmuera muestra, por lo general, altos contenidos en Nitratos, por lo que se requiere un tratamiento de **desnitrificación** previo a su vertido final. En este estudio se considera el límite de la concentración de nitratos en **85 mg/l** por prescripción de la administración regional competente en Medio Ambiente.

El tratamiento considerado para la desnitrificación ha sido mediante la **digestión biológica con aporte de materia orgánica** (Ácido Acético), si bien dejamos constancia en este informe de los estudios llevados a cabo recientemente por la Universidad Politécnica de Cartagena (UPCT), a través de su Cátedra de Agricultura Sostenible para el Campo de Cartagena, acerca de un sistema de desnitrificación a realizar por cada usuario “en origen” mediante biorreactores de madera (astillas de cítricos). Dicho tratamiento podría contribuir a reducir notablemente el contenido de nitratos en la salmuera inyectada en la red, lo que reduciría ostensiblemente los costes de explotación considerados en el estudio.

En el estudio también se ha analizado la implementación de una desalobración secundaria, previa o posterior al tratamiento de desnitrificación, para recuperar parte de esa salmuera como agua de

riego, dado que su contenido en sales sigue siendo inferior al del mar y podría intuirse un coste más competitivo respecto a la desalinización marina. En este caso, el ratio de recuperación considerado ha sido del 45 % y requeriría de una impulsión del agua producto al canal de Trasvase para su distribución posterior.

En resumen, el presente estudio plantea el diseño a las siguientes infraestructuras:

- Diseño de la red de captación y transporte hasta los puntos de tratamiento.
- Diseño de las plantas de tratamiento de desnitrificación.
- Diseño de emisarios para el vertido al mar Mediterráneo del efluente.
- Implementación de tratamiento adicional de desalobración secundaria y de las actuaciones que se derivan de esta solución (impulsión al Canal del Trasvase del agua producto).

Para dimensionar estas infraestructuras establecemos los siguientes criterios:

- La incertidumbre que todavía se tiene sobre los volúmenes de agua susceptibles de ser tratados y evacuados lleva a considerar una envolvente máxima y otra mínima, atendiendo a la totalidad (100 %) de los aprovechamientos subterráneos disponibles o a la mitad (50 %). Las premisas de partida para ambos casos consideran una concentración en el mes de máxima demanda del 14,4 % de los volúmenes anuales y de un periodo de funcionamiento diario de 12 horas, dando lugar a dos escenarios de **80.000 y 40.000 m³/día** de caudales máximos para el diseño de la red de captación y transporte, las estaciones de desnitrificación y los emisarios submarinos. Estos datos coinciden con las demandas hídricas y su distribución temporal.
- Los posibles puntos de vertido al mar Mediterráneo requerirán de la ejecución de emisarios submarinos que permitan el vertido de salmuera adecuadamente tratada de tal forma que se produzcan impactos compatibles con el medio marino. Ello nos lleva a proponer en el estudio dos posibles localizaciones: una al norte de la CRCC, en **El Mojón**, utilizando un emisario de 5 km, y otra al sur, junto a **Cabo de Palos**, mediante un emisario de 2,1 Km. de longitud.
- Los dos puntos de vertido posibles conllevan tres posibles alternativas para el diseño del sistema: un sistema que disponga de una única salida al norte, una única salida al sur, o una doble salida por el norte y por el sur.

Para el dimensionado de las infraestructuras de desalobración se ha contado con una empresa

especializada en este tipo de procesos IASUR, S.L. En el caso del diseño de los emisarios submarinos se ha contado con la experiencia de INCREA, S.L.

Se han justificado las soluciones empleadas para las distintas alternativas, llegando a valorar los costes de inversión para cada una de ellas y los costes de explotación de los tratamientos a realizar. Para ello se ha considerado periodos de vida útil de 20 años para la desalobración (mayor presencia de equipos electromecánicos) y 30 años para el resto de infraestructuras (obra civil, principalmente).

Las conclusiones principales del estudio de alternativas son las siguientes:

1. Diseñar las infraestructuras para poder aprovechar el **100 %** de los recursos subterráneos disponibles implica inversiones muy cuantiosas (entre **128** y **136** millones de €) aunque permitirían utilizar **50 hm³/año** de agua para riego de calidad.
2. El diseño para aprovechar el **50 %** supone inversiones más asumibles (entre **83** y **76** millones de €) permitiendo aprovechar **25 hm³/año** de recursos subterráneos con buena calidad agronómica.
3. Los costes de la desnitrificación oscilan entre los **55** y los **60 céntimos** de € por cada m³ de salmuera inyectada en la red (incluyendo los costes de amortización de la inversión).
4. No se aprecian ventajas significativas en los costes unitarios (por m³ de salmuera) por aprovechamiento de las economías de escala.
5. Cualquier alternativa que implique vertido en la zona Sur (Cabo Palos) es incompatible con una desalobración secundaria, dada la impulsión necesaria del agua recuperada y la gran distancia existente hasta el Canal del Trasvase.
6. Los costes de la desalobración secundaria resultan similares a los actuales para la desalinización marina.
7. Resulta razonable pensar que tanto la red de captación de salmuera como los emisarios submarinos deben construirse sobredimensionados (considerando los máximos volúmenes previstos) para poder asumir circunstancias futuras cambiantes o no conocidas en la actualidad. Por contra, parece conveniente hacer un diseño modulado de los sistemas de tratamiento, empezando por capacidades más pequeñas para ir ampliándose en función de las necesidades, adaptándose a nuevos desarrollos tecnológicos y basándose en la experiencia progresivamente adquirida.

02 ANTECEDENTES

La escasez de recursos hídricos para cubrir las demandas de agua de riego, provocada por los años de sequía precedentes, junto con el empeoramiento de la calidad de las aguas del Mar Menor, motiva a la **Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena (CRCC)** a promover este estudio.

Su objetivo, la búsqueda de propuestas viables técnica, ambiental y económicamente, con la intención de compatibilizar el aprovechamiento de los recursos subterráneos disponibles con la eliminación de las causas que, desde la actividad agrícola, pudieran afectar a las condiciones ambientales de la laguna salada.

Los acuíferos del campo de Cartagena almacenan recursos hídricos en cantidades elevadas si se comparan con el resto de los recursos disponibles, si bien, su alta conductividad y la presencia de nitratos merman su calidad para el uso agrícola y contribuyen a la contaminación difusa de la masa de agua del Mar Menor.

Cómo aprovechar estos recursos para la agricultura, sin afección ambiental para la laguna, exige plantear varias propuestas sobre su gestión, transporte, tratamiento y vertido.

Ante este escenario la CRCC promueve la redacción del presente **Estudio de Alternativas**, a fin de disponer de un documento base donde se exponen, analizan y evalúan un número de propuestas tales que permitan la toma de decisiones ante los problemas planteados.

02.01 BALANCE HÍDRICO ACTUAL DE LA CRCC

El PLAN HIDROLÓGICO DE LA DEMARCACIÓN DEL SEGURA 2015/21 incorpora, en su ANEJO 6, las demandas agrarias y el déficit hídrico de cada Unidad de Demanda Agraria (**UDA**). Las correspondientes al regadío del Campo de Cartagena se designan como, **UDA's 58 y 75**, y los datos que aparecen en dicho Plan son reproducidos a continuación para los escenarios temporales de **2015** y **2021**.

UDA		Escenario 2015. Serie corta	
		(hm ³ /año)	
		Demanda Bruta	Déficit Total
58	Regadíos redotados en ZRT Campo Cartagena	131,8	52,5
75	Cota 120 Campo Cartagena	39,4	2,7
		171,2	55,2

Tabla 1: Datos obtenidos de la Tabla 13 Anejo 6 del PHDS.

		Escenario 2021. Serie corta	
		(hm ³ /año)	
UDA		Demanda Bruta	Déficit Total
58	Regadíos redotados en ZRT Campo Cartagena	131,8	52,5
75	Cota 120 Campo Cartagena	39,4	1,4
		171,2	53,9

Tabla 2: Datos obtenidos de la Tabla 25 Anejo 6 PHDS.

Parte de los recursos considerados proceden de las aguas subterráneas del Campo de Cartagena (a día de hoy se encuentran inscritos con derecho de aprovechamiento unos 49,9 hm³/año, que sumados a los 17,1 hm³/año procedentes de los pozos de sequía solicitados, resultan un total de **67 hm³/año**), suponiendo un volumen muy importante dentro de los recursos disponibles totales.

Ahora bien, su baja calidad en cuanto a los parámetros físico-químicos, hace que su aprovechamiento quede muy limitado para la mayoría de los cultivos. Una alta conductividad eléctrica hace que su aprovechamiento sólo sea posible, en la mayor parte de los casos, con un tratamiento previo de desalobración o mezclando con otras fuentes de mejor calidad.

Esto implica que el déficit real sea aún mayor que el reflejado en el Plan de Cuenca. Además, su valor también es variable en función de la disponibilidad de recursos procedentes del trasvase Tajo-Segura que, en los periodos de sequía como los que se han producido en el último año, apenas aporta volúmenes trasvasados.

02.02 ESTADO ECOLÓGICO DEL MAR MENOR

El Mar Menor y toda su zona de influencia se caracteriza por presentar un gran dinamismo socioeconómico con una gran confluencia de actividades como la agricultura, el turismo, la pesca, antiguas explotaciones mineras, etc. Estas actividades han operado como fuerzas motrices generadoras de presiones que han acabado generando impactos en la laguna salada durante décadas:

- La puesta en marcha de una agricultura intensiva de regadío con la llegada en 1979 de las aguas del Trasvase ha incrementado los vertidos de aguas agrícolas y la entrada de nutrientes al Mar Menor. De manera superficial por la escorrentía, principalmente a través de la Rambla del Albuñón, y de manera subterránea.
- El desarrollo urbano-turístico ha dado lugar a un importante volumen de aguas residuales, parte del cual se ha vertido al Mar Menor hasta fechas muy recientes, aportando contaminación orgánica y de nutrientes.

- Las actuaciones de dragados y rellenos de terrenos para la generación de nuevas playas, junto con la construcción de paseos marítimos y puertos han dado lugar a la modificación de las características de los fondos de la laguna y las comunidades asociadas, produciendo una sustitución de los fondos arenosos por fondos fangosos
- El canal de El Estacio fue dragado y ensanchado en 1973, esta actuación ha producido el mayor impacto ecológico en el Mar Menor hasta la masiva entrada de nutrientes por la rambla del Albuñón en los años 90. El incremento en las tasas de renovación del agua produjo una reducción de la salinidad, lo que permitió la colonización de nuevas especies marinas.

Además, gran parte de los acuíferos subterráneos del Campo de Cartagena presentan una elevada concentración de nitratos. La extracción de este recurso a través de pozos para alimentar las instalaciones de desalobración provocaba que el rechazo del tratamiento (salmuera) contuviera concentraciones aún mayores de estos nitratos. De ahí su carácter nocivo en caso de llegada incontrolada, directa o indirectamente, hasta el Mar Menor.

La consecuencia más evidente de todos estos impactos ha sido el notable empeoramiento de la calidad de sus aguas, que ha conducido a su progresiva eutrofización y a alteraciones de sus hábitats y su biodiversidad.

02.03 RED DE SALMUERODUCTOS ORIGINAL

Otro de los factores que ha podido contribuir a generar este deterioro ha sido la existencia de un sistema de recogida de las salmueras de diversas instalaciones de desalobración distribuidas por el Campo de Cartagena cuyo deficiente estado provocaba roturas y vertidos que acababan llegando a la laguna a través de las ramblas.

La red para recogida de salmueras fue construida, junto con las instalaciones de transporte y tratamiento en el Mojón, en San Pedro del Pinatar, en la última década del siglo XX por la Confederación Hidrográfica del Segura (en adelante, CHS), en un proyecto que fue denominado *“PROYECTO DE DESAGÜES QUE CONTEMPLAN LA RED DE LA ZONA REGABLE DEL CAMPO DE CARTAGENA.”*

En junio de 2016 se publicó en el Boletín Oficial del Estado (BOE) una notificación del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, en la que se ordenaba a la CHS a que llevara a cabo la clausura de las conducciones del proyecto mencionado anteriormente.

Un inadecuado funcionamiento de esta red obligó a intervenir puntualmente a la CHS mediante sellados y obturaciones en dichas conducciones pero, finalmente, llevó a cabo el desmantelamiento

de la mayor parte de la red construida previamente.

Sin una red que reúna las necesarias condiciones técnicas para garantizar la recogida de los efluentes de salmuera de las desalobradoras del Campo de Cartagena, su transporte, el tratamiento y su posterior vertido al mar Mediterráneo, no es posible el aprovechamiento de gran parte de las aguas subterráneas de los acuíferos, lo que equivaldría a renunciar a este recurso en una zona con importante déficit hídrico, así como a obtener las autorizaciones de vertido que posibilitarían la legalización de dichas instalaciones.

Debe saberse, además, que se trata de una actuación recogida como “de interés general” en la Ley 26/2009, de 23 de diciembre, de Presupuestos Generales del Estado para el año 2010:

“DISPOSICIÓN ADICIONAL Vigésima octava. Declaración de interés general de determinadas obras de infraestructuras hidráulicas con destino a la recuperación y gestión medioambiental de los recursos hídricos, mejora de la garantía de los usos y gestión de los riesgos frente a sequías e inundaciones.

- Recogida y eliminación de las salmueras procedentes de la red de desalobradoras del Campo de Cartagena y su vertido al Mar Mediterráneo.”

De hecho, en el Plan Hidrológico de la Demarcación del Segura 2015/21 (en adelante PHDS 2015/21) se revisa y actualiza el contenido del PHDS 2009/15, conteniendo un Programa de Medidas que se deben adoptar para alcanzar los objetivos de la planificación Hidrológica, encontrándose entre ellas la que se contempla en el presente estudio:

Anexo I del Anejo 10. Listado de Medidas. Fichas descriptivas.

DATOS BÁSICOS DE LA MEDIDA					
COD.	283	NOMBRE	Construcción de salmueroconductos que recojan los vertidos de las desalinizadoras privadas del Campo de Cartagena.		
GRUPO	Atención de las demandas				
CARÁCTER DE LA MEDIDA:					Complementaria
v) controles de emisión,					
CLASIFICACIÓN IPH	01.01.04	Construcción y mejora o reparación de colectores y bombeos de aguas residuales			
CLASIFICACIÓN KTM	01	Construcción o mejora de plantas de tratamiento de aguas residuales			
ART. DMA	v	ART. RPH	45; 55	INTERÉS GENERAL	NO
ORIGEN	Medida PHCS 09/15				
ÁMBITO TERRITORIAL					
ÁMBITO DE AFECCIÓN			Actuación específica		
PRESENCIA DE LA MEDIDA (PESOS) EN LAS CCAA	REGIÓN DE MURCIA	COMUNIDAD VALENCIANA	CASTILLA LA MANCHA	ANDALUCÍA	
	1.00	0.00	0.00	0.00	
COSTES PREVISTOS					
COSTE INVERSIÓN (€)	20,344,828	COSTES EXPLOTACIÓN Y MANTENIMIENTO (€)	244,138	COSTE ANUAL EQUIVALENTE (€)	1,191,194
COSTE INVERSIÓN HORIZONTES (€)	ANTES 2016	2016-2021	2022-2027	POST.2027	
	0		20,344,828		
HORIZONTE	2022-2027	ESTADO ACTUAL DE EJECUCIÓN			
No iniciado					
ADMINISTRACIONES COMPETENTES - FINANCIACIÓN					
AGENTE					FINANCIACIÓN (%)
Usuarios-					100
FONDO UE					FINANCIACIÓN (%)
Sin fondos europeos					
PRESIONES ELIMINADAS O MITIGADAS POR LA APLICACIÓN DE LA MEDIDA					
Fuentes puntuales - Vertidos industriales de plantas No IED					
PLANES QUE CONTEMPLAN LA MEDIDA					
DESCRIPCIÓN DE LA MEDIDA					
Ejecución de una red de salmueroconductos que recojan los vertidos de salmuera de las desalinizadoras privadas del Campo de Cartagena, para su vertido posterior al Mar Mediterráneo.					

Tabla 3: Ficha del Anexo I del Anejo 10 del PHDS 2015/21

03 PROMOTOR DEL ESTUDIO

Este estudio está promovido por la Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena (CRCC), cuyos datos son los siguientes:

- Presidente: D. Manuel Martínez Madrid.
- C.I.F: G-30.607.345
- Dirección: Paseo Alfonso XXII, 22. (Palacete del Regidor), 30201 Cartagena.
- Teléfono de contacto: 968 51 42 00
- Correo electrónico: mariano.soto@crcc.es

Esta comunidad fue constituida en 1952 y dispone, en la actualidad, de una superficie regable de 41.920 ha, contando con 9.678 comuneros.

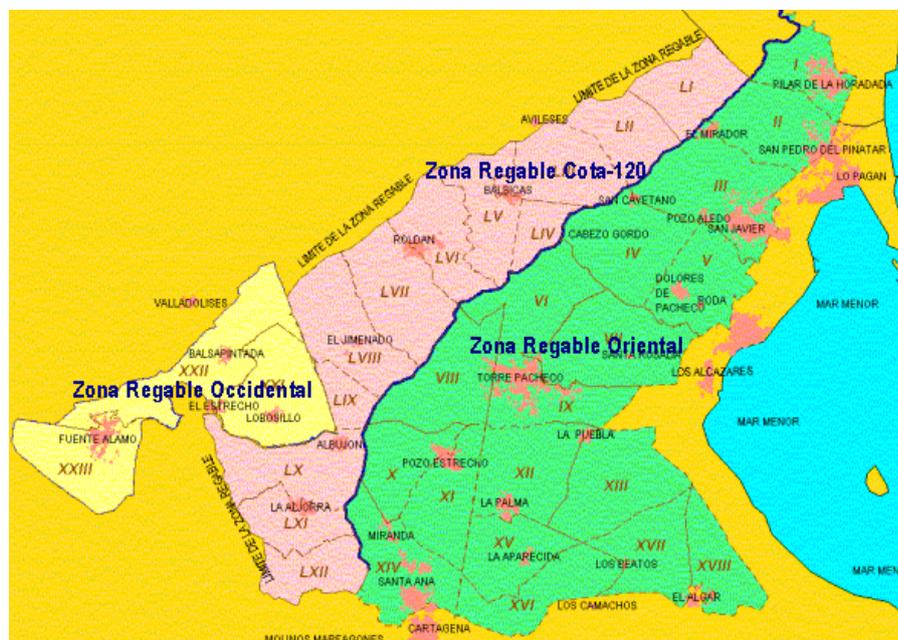


Ilustración 1: Área regable CRCC

Gran parte de las instalaciones de desalobración mencionadas anteriormente pertenecen a comuneros de la CRCC, las cuales permiten aprovechar los recursos provenientes de los acuíferos del campo de Cartagena. De ahí la lógica preocupación de los representantes de dicha comunidad por buscar soluciones viables a esta problemática situación, conscientes de que cualquier propuesta deberá satisfacer un compromiso medioambiental.

Como se ha visto en el capítulo anterior, se trata de una actuación que debería ser promovida por la administración pública estatal. Sin embargo, dada la urgencia de las circunstancias, ha sido la CRCC la que ha decidido tomar la iniciativa, comenzando con este estudio de alternativas.

04 OBJETO DEL ESTUDIO

Consiste en el análisis de las alternativas de mayor viabilidad técnica, económica y ambiental para dar solución a la recogida de vertidos de salmuera de las numerosas desalobradoras del campo de Cartagena, el transporte, el tratamiento de desnitrificación y/o recuperación (si se considerara oportuno) y su posterior vertido al mar Mediterráneo a través de emisarios submarinos.

El principal objetivo que se persigue es posibilitar el aprovechamiento de un recurso hídrico subterráneo cuyas condiciones actuales de calidad impiden su utilización directa sin un tratamiento previo de desalobración o mezclando con otras fuentes de mayor calidad, contribuyendo además a reducir el nivel freático del acuífero y, por tanto, la contaminación difusa por nitratos del Mar Menor.

05 DESCRIPCIÓN DEL ESTUDIO

05.01 ÁMBITO GEOGRÁFICO

La Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena (CRCC) se ubica en la Comarca del Campo de Cartagena.

ZONAS	SUPERFICIE REGABLE (HA)	SUPERFICIE REGADA (HA)	PARCELAS	PROPIETARIOS	REGANTES
Zona Regable Oriental	24.492	22.431	14.745	6.154	2.967
Zona Regable Occidental	5.136	4.453	3.139	1.389	599
Zona Regable Cota-120	12.006	11.166	6.313	2.570	1.571
Zona Integración EDARs	287	269	49	22	15
Total	41.920	38.319	24.246	9.678	4.719

Tabla 4: Estructura de la zona regable de la CRCC

El ámbito geográfico al que se circunscriben las actuaciones que se contemplan es el correspondiente a las zonas regables de la CRCC. Tanto la red hidráulica como las plantas para el tratamiento se ubicarán dentro de este ámbito.

Actualmente comprende una superficie regable de 41.920 ha con 9.678 comuneros, extendiéndose por los términos municipales de Cartagena, Fuente Álamo, Los Alcázares, Murcia, San Javier, San Pedro del Pinatar y Torre Pacheco, en la provincia de Murcia, e incluyendo también El Pilar de la Horadada en la provincia de Alicante.

Solamente las infraestructuras correspondientes al vertido de la salmuera ocuparán terrenos fuera del ámbito geográfico indicado, por tratarse en este caso de trazados de conducciones con destino al mar Mediterráneo (emisarios submarinos)

05.02 DESCRIPCIÓN

Dividimos el estudio en tres partes: una Primera en la que se plantean los antecedentes, se define su objeto y se explican las condiciones de partida e hipótesis consideradas, una Segunda en la que se describen las alternativas contempladas y una Tercera donde se realiza un resumen y un análisis comparativo entre ellas.

El presente estudio comprende:

1. El diseño de una red de colectores en presión para recoger los vertidos (salmuera) procedentes de las desalobradoras particulares del ámbito regable de la CRCC, valorándola en PEAD y PVC orientado.
2. El análisis de transportar dichos caudales de salmuera hasta uno o dos puntos de tratamiento de desnitrificación y desalobración secundaria, con el objeto de recuperar parte de esos rechazos e incorporarlos a la red de distribución de la CRCC y poder, así, verter el efluente final al mar Mediterráneo cumpliendo los requisitos medioambientales de concentración de nitratos. También, la valoración de los costes de inversión y explotación.
3. La búsqueda de puntos de vertido en el Mar Mediterráneo viables medioambientalmente y la valoración de diversas opciones de construcción y explotación de emisarios submarinos.

06 DATOS DE PARTIDA

06.01 RECURSOS SUBTERRÁNEOS DISPONIBLES

La masa de agua subterránea Campo de Cartagena se comporta como un sistema acuífero multicapa, constituido por una serie de formaciones acuíferas superpuestas entre sí y, en mayor o menor medida, separadas por tramos de litologías impermeables.

A excepción del acuífero superficial cuaternario, el resto de tramos acuíferos presentan un carácter fundamentalmente confinado, con escasas superficies de recarga (afloramientos reducidos).

Con el tiempo, la explotación por bombeo se ha ido trasladando a los acuíferos inferiores, por presentar mayor capacidad de bombeo y en ocasiones mejor calidad.

El acuífero cuaternario ha sido objeto de una explotación por bombeo relativamente reducida, pero su papel en el funcionamiento global del sistema es esencial ya que recibe la mayor parte de la recarga por infiltración del agua de lluvia y retornos de riego, además de presentar conexión hidráulica con el Mar Menor y el mar Mediterráneo.

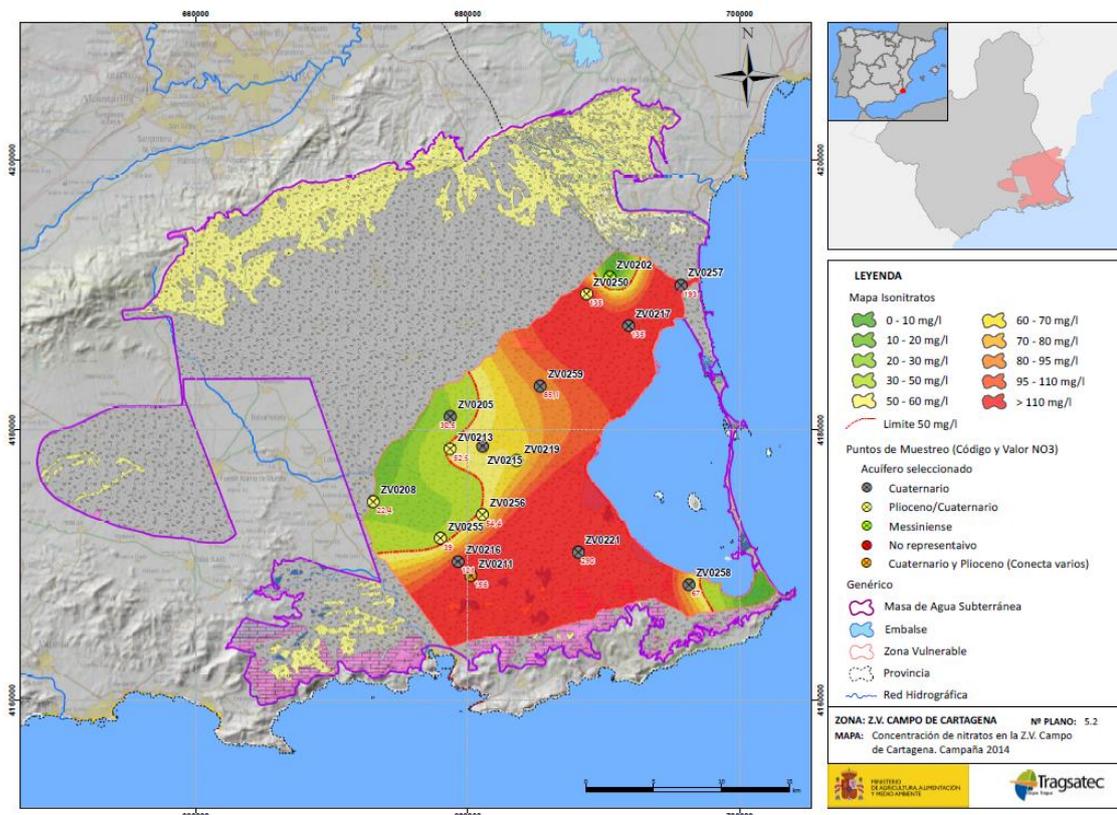


Ilustración 2: Mapa procedente de: caracterización de las fuentes de contaminación de aguas subterráneas mediante técnicas multisotópicas.

Las aguas subterráneas del Campo de Cartagena presentan, por lo general, una elevada salinidad.

Ésta tiene lugar por los procesos de evapoconcentración y la presencia de materiales evaporíticos en los acuíferos, uniéndose a estos fenómenos los producidos por las actividades agrarias que generan procesos de recirculación de los retornos de riego, sobre todo en los acuíferos más superficiales, como es el cuaternario. El acuífero Messiniense tiene valores de salinidad altos quizás por la relación con los materiales del basamento Bético y la elevada temperatura que alcanza dada su profundidad.

En consecuencia, disponemos de un recurso con un contenido elevado de sales, principalmente cloruros, con conductividad eléctrica que sobrepasa a menudo los 6.500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (los valores medios estimados para el conjunto son de **3.970 $\mu\text{S}/\text{cm}$**). El uso continuado de aguas con estos niveles de salinidad producen un deterioro de la estructura y fertilidad del suelo. La FAO establece un riesgo de Salinidad de un suelo "MUY ALTO" cuando la conductividad eléctrica sobre pasa el valor de 3.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Como datos de partida del presente estudio se han utilizado los aprovechamientos subterráneos inscritos en el Registro Público de Aguas de la CHS para el ámbito de la zona regable de la CRCC y los "pozos de sequía" solicitados por esta misma Comunidad al amparo del "*Real Decreto de Sequía, RD 356/2015, de 8 de mayo, por el que se declara la situación de sequía en el ámbito territorial de la Confederación Hidrográfica del Segura y se adoptan medidas excepcionales para la gestión de recursos hídricos*". (Se acompaña listado completo como **ANEJO 01**)

Una vez depurada la información recibida por parte de la CHS, pues había algunos datos duplicados y otros incompletos, se ha procedido a ubicarlos según sus coordenadas para:

1. Confirmar que se encuentran dentro del ámbito geográfico del estudio.
2. Conocer el grado de dispersión/concentración que presentan.

Resultan un total de 755 pozos, distribuidos de la siguiente forma:

- 470 pozos dentro del área regable de la CRCC.
- 86 pozos fuera de los límites geográficos del área regable de la CRCC pero muy cercanos a ella.
- 199 pozos de sequía (dentro del ámbito del estudio y que no estén duplicados).

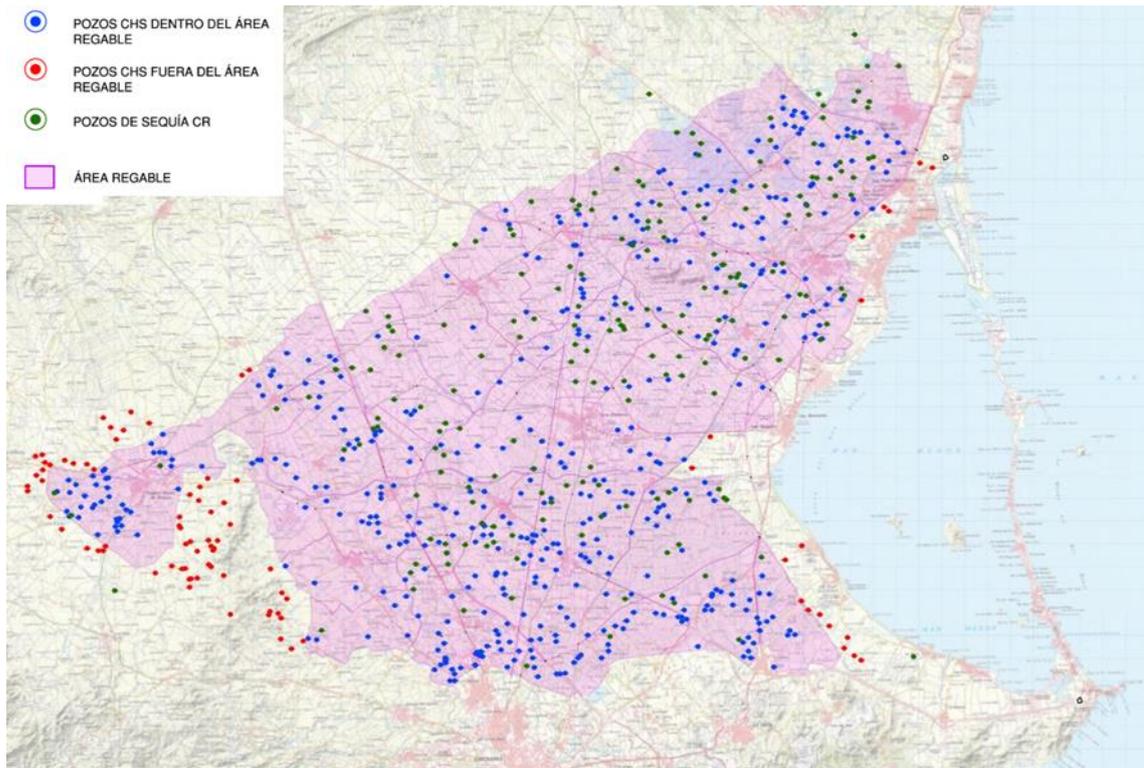


Ilustración 3: Ubicación Pozos considerados en este estudio

Resultando unos aprovechamientos anuales totales de **67,1 hm³**:

RECURSOS SUBTERRÁNEOS PREVISTOS CRCC		
	(m ³ /año)	pozos
Aprovechamiento pozos dentro del área regable	47.141.989	470
Aprovechamiento pozos cercanos al área regable	2.804.263	86
Aprovechamiento pozos de sequía	17.130.464	199
TOTAL	67.076.716	755

Tabla 5: Recursos hídricos subterráneos considerados

06.02 CONDICIONANTES MEDIOAMBIENTALES

Los condicionantes medioambientales constituyen el marco fundamental en el que debe circunscribirse el planteamiento de las alternativas del presente estudio:

1. La primera premisa es el “VERTIDO CERO” al Mar Menor de cualquier tipo de efluente de rechazo procedente de las instalaciones particulares de desalobración del ámbito regable de la CRCC.
2. Tampoco podrá generarse ninguna afección ambiental al entorno de la laguna salada como consecuencia de la construcción de la red de colectores prevista.
3. Como el Mar Mediterráneo será el medio receptor final de los mencionados efluentes no

aprovechables para riego, deberá asegurarse que no se produzca ningún impacto negativo como consecuencia de ello. Por eso es fundamental la adecuada elección de los puntos de vertido, así como el absoluto cumplimiento de las limitaciones impuestas por la administración medioambiental a las características de dichos vertidos (ver listado completo de limitaciones en **ANEJO 02**).

06.03 OTROS CONDICIONANTES DE PARTIDA

Al tratarse de una actuación que se desarrollaría en un importante ámbito geográfico, hay afecciones muy diversas que se han tenido en cuenta desde el principio en las alternativas finales consideradas:

- Disponibilidad de terrenos. Aprovechando en la medida de lo posible los derechos de la CRCC de sus propias infraestructuras.
- Interferencias con otras infraestructuras.
- Interferencias con actividades de acuicultura, pesqueras, tráfico marítimo, etc.

07 PLANTEAMIENTO DE ALTERNATIVAS DEL ESTUDIO

En el presente estudio se plantean distintas alternativas para la solución de los objetivos perseguidos. Su fin, poder analizar y comparar aquellos parámetros que permitan una toma de decisiones optimizando las variables técnicas, económicas y ambientales de cada una de ellas.

Para el planteamiento de las posibles alternativas establecemos los siguientes escenarios.

- a) **En cuanto al caudal a considerar:** la elección de esta variable afectará al dimensionado de toda la infraestructura. Fijamos para este estudio dos valores que permitan conocer la envolvente en la que se encontraría una solución optimizada. Establecemos para ello un valor máximo y otro mínimo.
- El **volumen máximo** a desalobrar por los usuarios se corresponde con el **100 %** de los volúmenes autorizados en sus concesiones o aprovechamientos, es decir todos los usuarios desalobran el total de su volumen autorizado y todas ellas producen un **25 %** de rechazo (factor de funcionamiento adoptado para las desalobradoras).

Esto supone (**OPCIÓN 1**):

Volumen considerado = $67.076.717 \text{ m}^3/\text{año} \times 0,25 = 16.769.179 \text{ m}^3/\text{año}$

El caudal máximo diario que resulta (según se justifica más adelante) para este caso es de **80.000 m³/d.**

- El **volumen mínimo** es aquel que supone el **50 %** del anterior (**OPCIÓN 2**):

Volumen considerado = $67.076.717 \text{ m}^3/\text{año} \times 0.125 = 8.384.589 \text{ m}^3/\text{año}$

El caudal máximo diario que resulta para este caso es de **40.000 m³/d.**

- b) **En cuanto al material de las redes de evacuación:** Las redes deben ser diseñadas con materiales anticorrosivos. Si bien las tuberías metálicas disponen de recubrimientos internos anticorrosivos, solamente consideramos para este estudio el **Polietileno** y el **PVC orientado** por considerar que ofrece mayor garantía.

Por tanto para el diseño de la red planteamos dos alternativas, una con Polietileno de alta densidad PE-100 y otra PVC orientado

Dado que los suministradores de PE limitan el PN-16 a partir de DN 630 mm, en el primer caso consideramos PVC-orientado a partir de estos diámetros.

En el caso de superar los diámetros comerciales de PVC se opta por disponer una doble tubería bajo la misma zanja que tenga una sección equivalente a la obtenida en el cálculo hidráulico.

No obstante, la variable material no aparece en el cuadro general de alternativas aunque sí se estudia en el apartado correspondiente de la red de salmueroductos.

- c) **En cuanto al tratamiento de la salmuera:** ésta deberá ser desnitrificada en todos los casos propuestos a fin de cumplir con los valores límite establecidos para el vertido. En función de las distintas opciones se estudiarán diversos tamaños de planta.

El tratamiento de desalobración se analiza posteriormente como una variable opcional y podrá ser implantado, en tal caso, de forma previa o posterior al tratamiento de desnitrificación.

Tendremos, por tanto, dos opciones adicionales que se estudiarán al final del documento:

- Tratamiento de desnitrificación + tratamiento de desalobración.
- Tratamiento de desalobración + tratamiento de desnitrificación.

- d) **En cuanto a los puntos de vertido al mar Mediterráneo:** se plantean tres soluciones, ambas compatibles con la ejecución de emisarios submarinos y donde el vertido de salmuera genere impactos admisibles en el medio marino. La primera de ellas es evacuar la totalidad del efluente por una salida al Norte situada próxima a la zona del Mojón. Otra es la evacuación total por el Sur, junto a Cabo de Palos, y una tercera es la evacuación de una parte por el norte (40% del volumen tratado) y otra parte por el sur (60% del Volumen Tratado). El hecho de que bajo esta última situación no se traten volúmenes iguales se justifica por optimización del transporte atendiendo al cálculo hidráulico.

Para designar las distintas alternativas atendemos al siguiente criterio:

ALTERNATIVA [CAUDAL MÁXIMO $\times 10^{-3}$ – Nº DE ALTERNATIVA]

Enumeramos como **Alternativa 0**, aquella alternativa que establece como premisa la de no actuar.

A continuación se expone una tabla matriz, a modo de resumen, de las alternativas consideradas y que se irán analizando a lo largo del estudio:

	HIPÓTESIS DE CAUDAL EN RED (m3/d)	VERTIDO	CAPACIDAD PLANTA DESNITRIFICACIÓN (m3/d)
ALTERNATIVA 80.1	80.000	100% NORTE	80.000
ALTERNATIVA 80.2	80.000	100% SUR	80.000
ALTERNATIVA 80.3	80.000	40% NORTE 60% SUR	32.000 48.000
ALTERNATIVA 40.1	40.000	100% NORTE	40.000
ALTERNATIVA 40.2	40.000	100% SUR	40.000
ALTERNATIVA 40.3	40.000	40% NORTE 60% SUR	16.000 24.000

Tabla 6: Cuadro resumen de las alternativas del estudio

08 RED DE SALMUERODUCTOS

08.01 HIPÓTESIS CONSIDERADAS PARA EL DISEÑO HIDRÁULICO DE LA RED

Para el diseño y dimensionamiento de la red se han realizado una serie de hipótesis simplificadoras, dado el nivel de detalle que se requiere en un estudio de alternativas, sin que por ello (en nuestra opinión) se desvirtúen las conclusiones del mismo ni nos alejemos de los objetivos perseguidos:

1. Se ha considerado que cada pozo coincide con la existencia de una estación desalobradoras. De esta forma la red se extiende de la forma más amplia posible contemplando la situación más desfavorable.
2. Se considera que las características del agua extraída son homogéneas en cuanto a conductividad y contenido de nitratos. Esto se traduce en adoptar un coeficiente uniforme de rechazo del 25 % en las instalaciones de desalobración, que es, en definitiva, el caudal máximo a contemplar para los cálculos.
3. El estudio establece dos escenarios en cuanto al caudal a considerar: por una parte se adopta como caudal de aportación al sistema, procedente de cada desalobradoras, el 25 % del caudal instantáneo máximo permitido según la inscripción de aprovechamiento en cada caso. Dado que este umbral superior sería, en nuestra opinión, posible pero no probable en condiciones de uso normal, consideramos un segundo escenario con la mitad de este caudal, es decir un caudal de aportación en este caso, de 12,5 % del caudal instantáneo máximo permitido.
4. Para la determinación de los caudales de salmuera a considerar en la red se ha procedido de la siguiente manera (ver ANEJO 01):
 - a. Se distribuye mensualmente el volumen anual autorizado del aprovechamiento en la misma proporción que los datos de necesidades hídricas mensuales aportados por la CRCC:

MES	%
enero	2,8%
febrero	5,6%
marzo	8,3%
abril	10,0%
mayo	11,1%
junio	14,4%
julio	14,4%
agosto	12,2%

septiembre	8,3%
octubre	6,7%
noviembre	3,9%
diciembre	2,2%
	100,0%

Tabla 7: Distribución de demandas hídricas por meses

- b. Se calcula el mes más desfavorable (Junio, **14,4 %**) y se divide el volumen mensual entre sus 30 días para obtener el caudal diario (m^3/d).
 - c. Se considera un factor de concentración de **2**, es decir, que el volumen diario se extrae en 12 h. De esta forma se pretende simular más fielmente el comportamiento del explotador de la instalación, que intentará aprovechar los periodos eléctricos de menor coste, obteniéndose finalmente un caudal horario (ver ANEJO 01).
5. Sólo se ha contemplado el diseño de la red primaria y secundaria por lo que los titulares de los aprovechamientos tendrán que construir sus conducciones de conexión a las “**tomas**” estratégicamente distribuidas de tal forma que no se alcancen distancias superiores a **750 m** y se reduzcan los puntos de entrada a la red principal.
6. El usuario deberá acometer a un punto de entrada de red, con unas condiciones de presión mínima dependiendo del punto en el que se encuentre y de las condiciones de la red en ese momento. Esta circunstancia deberá ser analizada caso por caso, ya que se cuenta con una presión variable de la salida de la salmuera en las instalaciones particulares de desalobración.
7. Los materiales a emplear en la red quedan limitados a aquellos cuyas características permitan el contacto con salmuera sin que se originen procesos de corrosión. Esto limita el uso a materiales anticorrosivos tales como los plásticos o el Poliéster. Del mismo modo, en el caso de elementos de control y medida de la red se utilizarán siempre materiales anticorrosivos.
8. Para establecer el timbraje de las conducciones se considera la red en condiciones de flujo estático. Bajo esta premisa conoceremos las máximas presiones en los puntos de la red. Dadas las condiciones tan particulares de funcionamiento del sistema hidráulico, en el que cada usuario inyecta con una presión no conocida, la gestión del sistema deberá imponer válvulas limitadoras de presión en determinados puntos a fin de salvaguardar los límites de presión máxima establecidos.
9. El transporte de diluciones salinas sobre conducciones a presión debe ser considerado a los

efectos de su posterior comportamiento, sobre todo en lo que se refiere a obturaciones y cristalización de la sal en las paredes interiores. Aunque las concentraciones, la composición de la sal y la temperatura del agua, pueden afectar a la viscosidad y por lo tanto a la hidrodinámica del flujo, en nuestro caso nos apoyamos en estudios que apuntan a que las salmueras con concentraciones de sal cercanas al límite de saturación y con bajas concentraciones de finos en suspensión no ven modificado el modelo de resistencia al flujo del agua, sino que siguen el mismo patrón. (*Triadú et al. Estudio de la dinámica del transporte de salmueras en tuberías a presión, 2017*).

08.02 ANÁLISIS HIDRÁULICO

El análisis hidráulico de las distintas alternativas estudiadas se ha llevado a cabo mediante la aplicación EPANET 2.0vE

Una vez definidos los trazados de la red, así como la localización de las demandas, se ha utilizado el modelo de análisis EPANET 2.0vE, para una serie de condiciones y premisas de actuación, a fin de corroborar o comprobar los tramos según un modelo de acometidas programado.

EPANET es un software que permite realizar simulaciones de comportamiento hidráulico y de la evolución de la calidad del agua en redes de suministro a presión. Una red puede estar constituida por tuberías, nudos (uniones de tuberías), bombas, válvulas y depósitos de almacenamiento o embalses. EPANET efectúa un seguimiento de la evolución de los caudales en las tuberías, las presiones en los nudos y los niveles en los depósitos, discretizando en múltiples intervalos de tiempo.

EPANET ha sido desarrollado por la División de Recursos Hídricos y Suministros de Agua (anteriormente División de Investigación del Agua Potable) del Laboratorio de Investigación Nacional para la Gestión de Riesgos, de la Agencia del Medio Ambiente de los Estados Unidos (Water Supply and Water Resources Division of the U.S. Environmental Protection Agency's National Risk Management Research Laboratory).

Para ello se parte de las siguientes condiciones:

- Rugosidad de las tuberías: se establece en $0,007 \text{ pies} \times 10^{-3}$ (Plástico) para la fórmula de DARCY-WEISBACH
- Caudal en l/s
- Peso Específico: Ratio de densidad del fluido de estudio con respecto al agua a $4 \text{ }^\circ\text{C}$ (adimensional)=1

- Viscosidad Relativa: Ratio de la viscosidad cinemática del fluido con respecto al agua a 20 °C (1.0 centistoke o 0,94 sq ft/día) (adimensional). =1
- Se estudian las pérdidas de carga unitarias, caudales, y velocidad del agua por tramos.
- El dimensionado de las conducciones se realiza para velocidades interiores inferiores a 2 m/s
- En el plano correspondiente a “Resultados del Análisis” de este documento se exponen los valores obtenidos del dimensionado del cálculo del programa EPANET.

El modelo de hidráulico introducido en Epanet considera las demandas base de cada uno de los nudos con signo negativo, lo que se traduce en inyecciones de caudal en la red. La red hidráulica debe disponer de elementos de entrada y salida de aire para los estados de llenado y vaciado, que se presupone serán muy frecuentes, sin que existan succiones y depresiones en la red. A efectos de simulación se han introducido balsas en los extremos de mayor cota de la red y válvulas limitadoras de caudal en los extremos opuestos, previos a la conexión con la arteria principal de transporte, a fin de limitar el caudal de cálculo. Esto permite adaptar la red simulada a las condiciones reales de uso.

Se han modelizado tres escenarios bajo dos premisas de asignación de caudal diferentes. En total disponemos de 6 situaciones distintas.

Asignación de caudal: Consideramos que el factor de conversión en la desalobración es de 25%, consideramos por una parte el 100% del uso de los recursos subterráneos y por otra el 50%.

PRODUCCIÓN DE SALMUERA (FC = 25%)		
Uso recursos subterráneos	100%	50%
Producción de salmuera al día durante el mes de junio (m3/d)	80.740	40.370
Producción de salmuera en m3/h concentrada en 12 horas	6.728	3.364

ESCENARIOS CONSIDERADOS	DOS SALIDAS	UNA SALIDA	UNA SALIDA
		100/NORTE	100% SUR
VOLUMEN = 67.076.716 m3	Q _{60% SUR} =1.121 l/s	Q _{100% NORTE} =1.868 l/s	Q _{100% SUR} =1.868 l/s
Q TOTAL = 6.728 m3/h < > 1.868 l/s	Q _{40% NORTE} =748 l/s		
VOLUMEN = 33.538.358 m3	Q _{60% SUR} =561 l/s	Q _{100% NORTE} =934 l/s	Q _{100% SUR} =934 l/s
Q TOTAL = 3364 m3/h < > 934 l/s	Q _{40% NORTE} =374 l/s		

Situación 1: Se considera que el sistema evacua a través de un colector principal, el cual queda abierto por dos salidas en sus extremos una al norte y otra al sur. Los caudales a evacuar suponen el 25 % del total de los volúmenes autorizados por cada uno de los pozos, atendiendo a una distribución por meses que concentra el volumen mensual en un 14,4 % del volumen total anual y en un tiempo de concentración diario de 12 horas.

$$Q = (14,4 / 100) \times 67.076.716 / 30 * 0,25 = 80.740 \text{ m}^3/\text{día} <> 6.728 \text{ m}^3/\text{h}$$

Bajo estas condiciones el caudal ficticio continuo a considerar total es de 1.868 l/s.

La orografía y la propia estructura del sistema hidráulico una vez implantado hacen que la salida al Sur evacue mayor cantidad de agua. Esto lleva a establecer que los caudales asociados a cada una de las dos salidas supongan un 60 % en la salida Sur y un 40 % en la salida Norte, es decir un caudal de 1.121 l/s será evacuado por el Sur y un caudal de 748 l/s será evacuado por el norte.

Situación 2: Se considera que el Colector principal que recoge las conducciones primarias solo mantiene abierta una salida hacia el norte, por lo que el caudal a desaguar será el total indicado de 1.868 l/s.

Situación 3: En este caso el colector solamente dispone de una salida hacia el sur, por lo que por ésta debe desaguar el caudal total de 1.868 l/s.

Situación 4: Es igual que la situación 1 pero con la mitad de caudal ya que las premisas para esta opción sitúan el volumen total a evacuar como la mitad del volumen máximo a producir. El caudal en estos casos de 561 l/s para ser evacuado por el Sur y un caudal de 374 l/s para ser evacuado por el norte.

Situación 5: Se considera que el Colector principal que recoge las conducciones primarias solo mantiene abierta una salida hacia el norte, por lo que el caudal a desaguar será el total indicado de 937 l/s.

Situación 6: Se considera que el Colector principal que recoge las conducciones primarias solo mantiene abierta una salida hacia el Sur, por lo que el caudal a desaguar será el mismo que en el caso anterior, 937 l/s.

Como conclusión podemos indicar que la red hidráulica, bajo las premisas impuestas, permite desaguar los caudales indicados, si bien se detectan una serie de anomalías que deben ser cuidadosamente tenidas en cuenta a la hora del diseño definitivo. Éstas son:

- Se trata de una red hidráulica a presión con un funcionamiento atípico o poco usual en grandes redes de distribución. Es decir, al ser una red captadora de agua, su servicio a

distintos usuarios se realiza recibiendo el agua que estos inyectan en la red. Por lo tanto, deben vencer la presión existente en su interior. Esta presión será muy variable dado que dependerá del caudal y presión con que otros usuarios estén usando la red. También dependerá de la ubicación relativa y la cota que tenga su conexión dentro del sistema.

- El sistema hidráulico debe permitir la constante carga y vaciado de la red. El modelo de simulación requiere mantener abierta la red en sus puntos más altos mediante balsas o ventosas, a fin de que no aparezcan succiones o presiones negativas que pudiesen dañar la instalación. Si no garantizamos en la “cola” la entrada de agua o aire al sistema, se generan en estos extremos presiones negativas de gran importancia. Este fenómeno se deberá controlar con la instalación de ventosas situadas en cada uno de los puntos de conexión, o bien con balsas o depósitos de cola.
- Mantener la red en carga de forma permanente se considera una ventaja para fijar las condiciones de funcionamiento: de esta forma se limitan los efectos transitorios (GDA), se eliminan pérdidas de sección por acumulaciones de aire, se mantienen las condiciones de presión en los puntos de acometida, ... etc. Esto se podrá conseguir mediante dispositivos de control de presión en puntos estratégicos de la red y accionamiento eléctrico de válvulas motorizadas para apertura y cierre o bien mediante la instalación de válvulas hidráulicas de pistón pilotadas hidráulicamente, manteniendo seccionada la conducción hasta una presión de tarado dada.

08.03 ELEMENTOS DE CONEXIÓN DE LA RED CON EL USUARIO

La acometida de cada usuario a la red se realizará a través de elementos de conexión instalados en una arqueta en superficie, la cual quedará provista de varias tomas de conexión para distintos usuarios. Se prevé que desde el exterior de la arqueta el usuario pueda manipular una válvula de cierre y un filtro, el cual deberá ser limpiado periódicamente por éste cuando el manómetro situado a continuación así lo indique.

La naturaleza y características del fluido pueden variar de unos a otros usuarios por lo que se requerirá la gestión, por su parte, de una zona de la conexión en donde pueda verificar la presión de la red y limpiar un filtro que garantice la ausencia de sólidos en suspensión que sobrepasen una cierta granulometría.

Esta conexión, además, irá provista de una válvula de retención que impida el flujo hacia el usuario y de un contador para cuantificar los volúmenes que cada usuario introduce en la red.

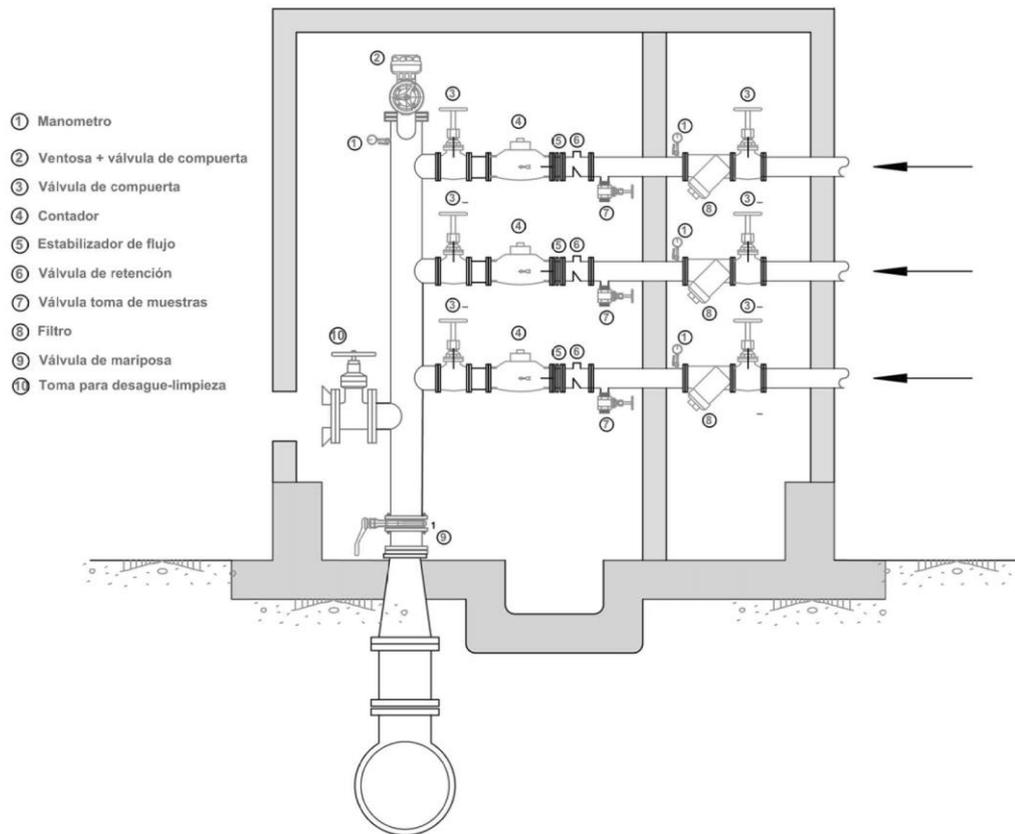
Cada una de las tomas dispondrá de una salida para poder realizar tomas de muestras y poder caracterizar del vertido que se está inyectando en la red.

Un armario de telecontrol podrá telecomandar los pulsos del contador a la central.

Las tomas se dispondrán a ambos lados de un colector vertical, el cual estará provisto en su parte más alta de una ventosa de al menos 3 “.

En cuanto a los aspectos constructivos de la arqueta, ésta deberá disponer de un cubeto de hormigón que recoja los posibles vertidos incontrolados de los elementos instalados, (ventosas, toma de muestras, etc.), ya que el vertido continuado de la salmuera directamente al terreno podría generar perjuicios en las parcelas colindantes.

Se prevé una toma para poder realizar tareas de mantenimiento permitiendo el desague de la conducción o inyectando agua con reactivos para limpieza.



- ① Manometro
- ② Ventosa + válvula de compuerta
- ③ Válvula de compuerta
- ④ Contador
- ⑤ Estabilizador de flujo
- ⑥ Válvula de retención
- ⑦ Válvula toma de muestras
- ⑧ Filtro
- ⑨ Válvula de mariposa
- ⑩ Toma para desague-limpieza

ARQUETA DE ACOMETIDA PARA SERVICIO

Ilustración 4: Representación esquemática de un punto de conexión al usuario.

08.04 ELEMENTOS DE CONEXIÓN DE LAS REDES PRIMARIAS A COLECTOR PRINCIPAL

La estructura de la red hidráulica requiere conectar las conducciones principales que integran a las tomas de servicio al colector principal.

En estos nudos se deberán instalar los siguientes elementos:

- Contador de medida del flujo, que permitirá totalizar los volúmenes medidos por todos los contadores instalados aguas arriba.
- Toma de conexión rápida para poder desaguar la red y poder tomar muestras del fluido
- Una válvula de retención impedirá el flujo inverso al objeto de mantener aisladas cada una de las conducciones principales del resto.
- Ventosas y elemento de control de presión.
- Instalación de unidad de telecontrol para lectura del contador.

Al igual que el caso anterior, la arqueta deberá disponer de un cubeto de hormigón que recoja los posibles vertidos incontrolados de los elementos instalados, (ventosas, toma de muestra, etc.), ya que el vertido continuado de la salmuera directamente al terreno podría generar perjuicios en los terrenos colindantes.

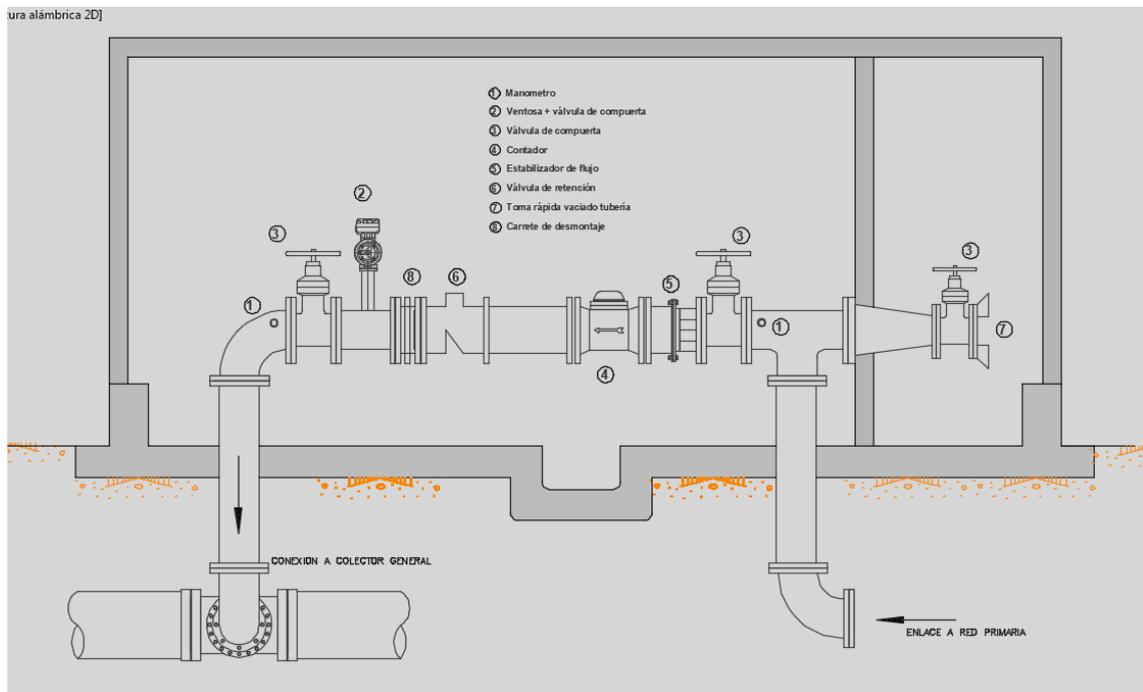


Ilustración 5: Representación esquemática de un punto de conexión red primaria a red principal.

08.05 VALORACIÓN DE LOS COSTES DE INVERSIÓN

Para valorar el coste de la inversión, correspondiente a la red hidráulica de captación, partimos de precios de materiales facilitados por los proveedores nacionales a la fecha de realización de este documento y de las mediciones realizadas a los trazados grafiados sobre la cartografía disponible, a escala 1/5000, sobre fotografía aérea.

A partir de dichos datos, se han estimado los costes asociados a la instalación de las conducciones (15 % sobre el coste de material a pie de obra) y se han añadido los siguientes conceptos:

- Instalación de accesorios, válvulas de seccionamiento, ventosas, macizos de anclaje (28 % coste de instalación en caso de PVC y 18 % en caso PE).
- Ejecución de pasos especiales mediante perforaciones horizontales bajo infraestructuras existentes (hincas): se han contabilizado los metros lineales y se ha asignado un precio medio de 400 €/m en caso de DN < 500 mm y 600 €/m para diámetros superiores.
- Reposición de Servicios: Se ha realizado una estimación del coste de reposición de servicios en base a otras actuaciones similares de redes de regadíos, que nos pueden dar una aproximación en esta fase de estudio a lo que podría suponer esta partida.

Ésta se estima en 8 €/m de conducción instalada en los diámetros hasta DN 500 mm. Para el colector de la red general este valor sube hasta 14 €/m, ya que se trata de áreas más urbanizadas donde existen más infraestructuras.

- Expropiaciones: este dato se estima a partir de una superficie necesaria a expropiar (servidumbre de paso y ocupación temporal). A falta de un trabajo más detallado, se han distinguido para realizar una estimación entre la red primaria y el colector principal. En el primer caso, dado que se ocuparán en su mayor parte los propios terrenos de la CRCC, el valor de expropiación se asocia a los metros de conducción a instalar. En el segundo caso, donde la conducción discurre por tramos ajenos a la CRCC, este valor se establece fijando una franja de 4 m de servidumbre, que se valora a 9 €/m, y 8 m de ocupación temporal, que se valora a 4 €/m.

VALORACIÓN EXPROPIACIONES	Ancho franja m	Coste estimado €/m ²	Total €/m de traza
SERVIDUMBRE DE PASO	4	9	36
OCUPACIÓN TEMPORAL	8	4	32
SUMA			68

- Arquetas de servicio y de conexión a red principal.

Se valoran un total de 184 arquetas para servicio a conexión con el usuario en 8.500 €/unidad

En el caso de las conexiones de la red primaria a la red principal se estiman un total de 18 arquetas de conexión y se estima su valor unitario en 10.000 €/unidad.

A continuación se expone el resumen de costes de inversión (PEM) para cada uno de los casos estudiados:

	CAPACIDAD DE RECOGIDA 100% SALMUERA PRODUCIDA					
	MATERIAL RED DN< 630 = PE-100			MATERIAL RED = PCV-O		
	2 SALIDAS	SALIDA NORTE	SALIDA SUR	2 SALIDAS	SALIDA NORTE	SALIDA SUR
TOMAS DE CONEXIÓN ACOMETIDAS REDES PARTICULARES	1.564.000,00	1.564.000,00	1.564.000,00	1.564.000,00	1.564.000,00	1.564.000,00
EJECUCIÓN DE LA RED PRIMARIA	13.921.747,16	13.921.747,16	13.921.747,16	10.561.476,71	10.561.476,71	10.561.476,71
HINCAS	886.800,00	886.800,00	886.800,00	886.800,00	886.800,00	886.800,00
ACCES MACIZOS VENTOSAS Y VALVULAS DE SECCIONAMIENTO 28%	2.505.914,49	2.505.914,49	2.505.914,49	2.957.213,48	2.957.213,48	2.957.213,48
TOMAS PARA CONEXIÓN REDPRINCIPAL	180.000,00	180.000,00	180.000,00	180.000,00	180.000,00	180.000,00
ESTIMACION EXPROPIACIONES (7% PEM CONDUCCIONES)	994.213,00	994.213,00	994.213,00	994.213,00	994.213,00	994.213,00
REPOSICION DE SERVICIOS	2.545.372,72	2.545.372,72	2.545.372,72	2.545.372,72	2.545.372,72	2.545.372,72
TOTAL RED PRIMARIA	21.034.047,37	21.034.047,37	21.034.047,37	18.125.075,90	18.125.075,90	18.125.075,90
COLECTOR PRINCIPAL	12.000.482,04	11.799.393,10	18.886.372,80	12.000.482,04	11.799.393,10	18.886.372,80
HINCAS ADICIONALES	93.600,00	-	187.200,00	93.600,00	-	187.200,00
ACCES MACIZOS VENTOSAS Y VALVULAS DE SECCIONAMIENTO 28%	3.360.134,97	3.303.830,07	5.288.184,38	3.360.134,97	3.303.830,07	5.288.184,38
ESTIMACION EXPROPIACIONES (7% PEM CONDUCCIONES)	3.135.407,92	2.155.799,92	3.135.407,92	3.135.407,92	2.155.799,92	3.135.407,92
REPOSICION DE SERVICIOS	645.525,16	443.841,16	645.525,16	645.525,16	443.841,16	645.525,16
TOTAL COLECTOR PRINCIPAL	19.235.150,09	17.702.864,24	28.142.690,27	19.235.150,09	17.702.864,24	28.142.690,27
TOTAL	41.833.197,46	40.300.911,61	50.740.737,63	38.924.226,00	37.391.940,15	47.831.766,17

Tabla 8: Resumen de valoración del coste ejecución red hidráulica (capacidad 100%)

	CAPACIDAD DE RECOGIDA 50% SALMUERA PRODUCIDA					
	MATERIAL RED DN< 630 = PE-100			MATERIAL RED = PCV-O		
	2 SALIDAS	SALIDA NORTE	SALIDA SUR	2 SALIDAS	SALIDA NORTE	SALIDA SUR
TOMAS DE CONEXIÓN ACOMETIDAS REDES PARTICULARES	1.564.000,00	1.564.000,00	1.564.000,00	1.564.000,00	1.564.000,00	1.564.000,00
EJECUCIÓN DE LA RED PRIMARIA	8.964.331,02	8.964.331,02	8.964.331,02	6.817.805,14	6.817.805,14	6.817.805,14
HINCAS	775.950,00	775.950,00	775.950,00	775.950,00	775.950,00	775.950,00
ACCES MACIZOS VENTOSAS Y VALVULAS DE SECCIONAMIENTO 28%	1.613.579,58	1.613.579,58	1.613.579,58	1.908.985,44	1.908.985,44	1.908.985,44
TOMAS PARA CONEXIÓN REDPRINCIPAL	925.000,00	925.000,00	925.000,00	925.000,00	925.000,00	925.000,00
ESTIMACION EXPROPIACIONES (7% PEM CONDUCCIONES)	994.213,00	994.213,00	994.213,00	994.213,00	994.213,00	994.213,00
REPOSICION DE SERVICIOS	2.449.688,16	2.449.688,16	2.449.688,16	2.449.688,16	2.449.688,16	2.449.688,16
TOTAL RED PRIMARIA	13.273.073,61	13.273.073,61	13.273.073,61	11.421.953,58	11.421.953,58	11.421.953,58
COLECTOR PRINCIPAL	7.801.684,70	6.570.450,19	9.169.863,42	7.801.684,70	6.570.450,19	9.169.863,42
HINCAS ADICIONALES	93.600,00	-	93.600,00	93.600,00	-	93.600,00
ACCES MACIZOS VENTOSAS Y VALVULAS DE SECCIONAMIENTO 28%	2.184.471,72	1.839.726,05	2.567.561,76	2.184.471,72	1.839.726,05	2.567.561,76
ESTIMACION EXPROPIACIONES (7% PEM CONDUCCIONES)	3.037.011,92	2.208.972,52	2.898.744,80	3.037.011,92	2.208.972,52	2.898.744,80
REPOSICION DE SERVICIOS	625.267,16	454.788,46	596.800,40	625.267,16	454.788,46	596.800,40
TOTAL COLECTOR PRINCIPAL	13.742.035,49	11.073.937,22	15.326.570,37	13.742.035,49	11.073.937,22	15.326.570,37
TOTAL	28.579.109,10	25.911.010,83	30.163.643,98	26.727.989,08	24.059.890,80	28.312.523,96

Tabla 9: Resumen de valoración del coste ejecución red hidráulica (capacidad 50%)

08.06 MATERIALES A EMPLEAR

Analizando los datos expuestos en los apartados anteriores se considera una opción razonable la de utilizar polietileno de alta densidad hasta diámetros DN 630 mm. Este material es suministrado por la mayoría de los fabricantes hasta PN-16, en este rango de diámetros, de forma habitual.

Además de esta cuestión, la unión soldada a tope de estos tubos se comporta mejor que el PVC-O con junta elástica, sobre todo en aquellos tramos en donde la carga y descarga de la red de forma frecuente puede provocar esfuerzos externos que comprometan el comportamiento mecánico de la instalación. Esta misma opción nos lleva a utilizar PVC orientado en aquellos tramos donde el

diámetro excede de DN 630 mm con PN 16. La fabricación, en estos casos, es bajo pedido y pocos proveedores ofrecen este material a precios competitivos.

Por lo tanto, en relación al material a emplear en la red, proponemos el PE-100 para diámetros iguales o inferiores a DN 630 mm y PVC para diámetros superiores DN 800 mm y DN 1000 mm.

Descartamos, a priori, en este estudio otros materiales que, por su vulnerabilidad a la corrosión, pudieran ser empleados.

En cuanto a los elementos hidromecánicos a considerar, tales como Válvulas, ventosas, contadores, etc., la mayor parte de los fabricantes disponen de series aptas para el contacto con aguas saladas. Éstas utilizan revestimientos epoxídicos, vitrocerámicos o materiales de acero inoxidable tipo dúplex, que muestran su aptitud para ser utilizados en este tipo de instalaciones. Los precios de estos materiales suponen un aumento de coste con respecto a los fabricados con materiales standard, cuestión que ha sido tenida en cuenta a la hora de estimar el valor de la red en su conjunto.

09 TRATAMIENTO DE DENITRIFICACIÓN DE LA SALMUERA

09.01 SITUACIÓN ACTUAL

El agua tratada en las estaciones de desalobración diseminadas en la zona regable de la CRCC, procede de los acuíferos de la masa de agua “Campo de Cartagena”, los cuales presentan (en gran parte) una importante contaminación por nitratos.

Teniendo en cuenta la extensión e intensidad del regadío existente en la zona y la distribución de la contaminación por nitratos, el principal origen de la misma puede estar relacionado con la agricultura (foco difuso), aunque no se descartan focos puntuales de contaminación asociados a explotaciones ganaderas, residuos mineros o aguas residuales, teniendo en cuenta los valores máximos de concentración que se registran en algunos puntos.

Ante la ausencia de información fiable sobre el contenido de nitratos en las salmueras procedentes de las distintas estaciones de desalobración, se ha calculado la concentración en el efluente a partir de una hipótesis de concentración media en el agua extraída del acuífero y un coeficiente de eficiencia del 75 % en el proceso.

Dicha hipótesis se ha basado en datos procedentes de la red de calidad del MAGRAMA, en la que se recopila toda la información disponible de parámetros químicos de las aguas en diversas redes de control a lo largo del territorio nacional.

El promedio de concentración de nitratos que se registró entre 2012 y 2013 es de 148 mg/l (165 mg/l en el Cuaternario y 140 mg/l en el Plioceno), tomándose medidas en un total de 18 puntos, todos ellos dentro de la Zona Vulnerable del Campo de Cartagena.

Para el estudio de la evolución del contenido en nitratos se dispone de los datos registrados en las estaciones seleccionadas de la red de calidad con registro disponible desde el febrero del 2002 hasta septiembre de 2012.

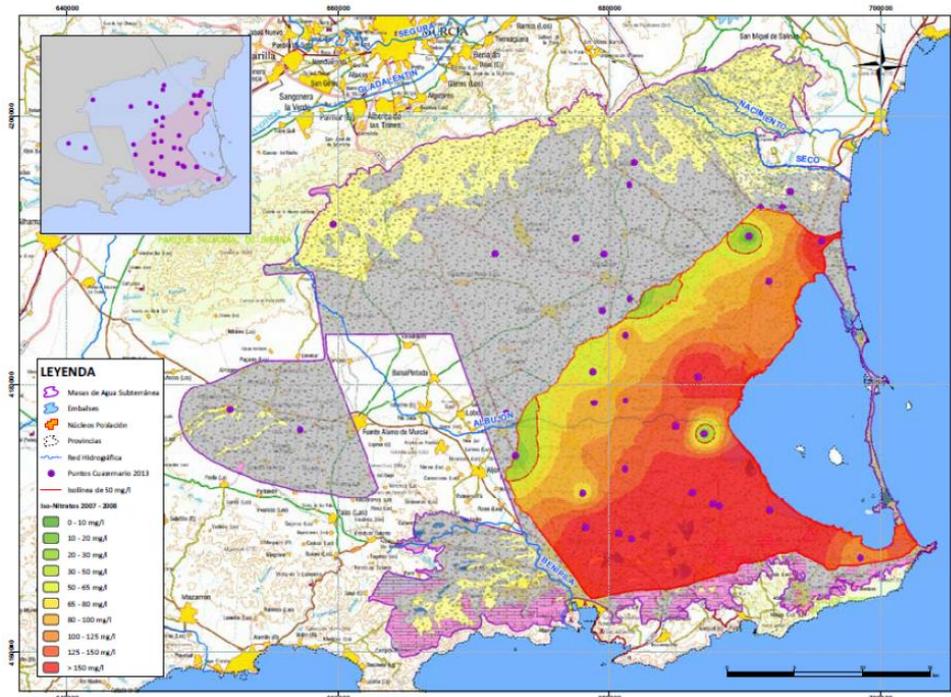


Ilustración 6: Mapa de concentración de nitratos en puntos de la red de calidad. Promedio Nitratos 2007-2008

Si se observa la ilustración 6, se aprecia como los mayores niveles de nitratos se localizan en las zonas de regadío más cercanas a la línea de costa y la zona sur y suroriental.

En cualquier caso, del lado de la seguridad, se adopta la hipótesis de **150 mg/l** de concentración de NO_3 de forma uniforme en toda la masa de agua.

Durante el proceso de desalobración los nitratos son retenidos por las membranas de ósmosis inversa, produciéndose en el efluente (rechazo) un incremento de la concentración de NO_3 hasta los **600 mg/l** (considerando un coeficiente de conversión del **75 %** en las desalobradoras particulares).

Por tanto, la salmuera resultante de las estaciones de desalobración presentará concentraciones muy elevadas de este elemento.

El nitrógeno reduce el oxígeno disuelto de las aguas superficiales, es tóxico para el ecosistema acuático, entraña un riesgo para la salud pública y, junto al fósforo, es responsable del crecimiento desmesurado de organismos fotosintéticos (eutrofización).

Una vez recogida la salmuera por la red de conducciones contemplada en el presente estudio, se transportará hasta una o dos plantas de tratamiento para ser sometida a un proceso de desnitrificación. Esto es necesario para cumplir los requisitos medioambientales establecidos por la administración competente y poder obtener las autorizaciones de vertido necesarias.

Existen diversas tecnologías y procedimientos para reducir la cantidad de nitratos o de nitrógeno total de un fluido acuoso. Sin embargo, a día de hoy, la experiencia adquirida se basa en la depuración de aguas residuales a través de un doble proceso biológico de nitrificación y desnitrificación.

- En la primera etapa, la de nitrificación, el amonio es convertido primero en nitrito y éste, a su vez, en nitrato, mediante un consorcio de bacterias nitrificadoras que utilizan carbono inorgánico como fuente de carbono y obtienen la energía necesaria para su crecimiento de las reacciones químicas de la nitrificación.
- La segunda etapa, la de desnitrificación, consiste en la conversión del nitrato en nitrógeno gas, el cual se libera a la atmosfera. Esta conversión la llevan a cabo unas bacterias en condiciones anaerobias, las cuales utilizan el nitrato como aceptor final de electrones y la materia orgánica presente en el agua como fuente de carbono.

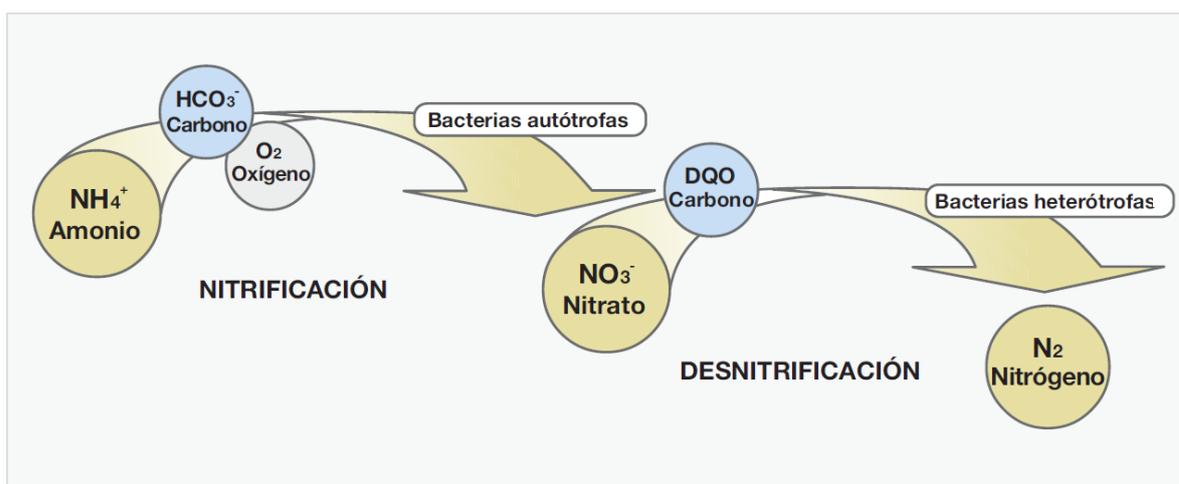


Ilustración 7: Reacción de oxidación (nitrificación) y de reducción (desnitrificación) que tienen lugar en el proceso de tratamiento NDN.

En la etapa de nitrificación es necesario que haya una cierta concentración mínima de oxígeno disuelto en el agua, aunque es suficiente con garantizar una buena mezcla u homogeneización entre el fango y el agua a desnitrificar y que no se produzca decantación en el reactor. Por otro lado, en el proceso de desnitrificación se consume materia orgánica, factor que obliga a disponer de una recirculación interna (más consumo energético) o bien la dosificación de una fuente de carbono externa cuando la existente en el agua residual no es suficiente.

Llegados a este punto, es importante resaltar que la salmuera procedente de las desalobradoras apenas presenta dicha materia orgánica ya que las aguas provienen de los acuíferos subterráneos del Campo de Cartagena. Se trata de un agua muy particular, con una relación DQO/Nt, muy

desequilibrada y baja, lo que obliga a recurrir a esas “fuentes externas” de carbono, como pueden ser ácido acético, melaza, metanol, etc.

La **Universidad Politécnica de Cartagena** (UPCT), a través de su **Cátedra de Agricultura Sostenible** para el Campo de Cartagena, está investigando un sistema de desnitrificación “en origen” mediante biorreactores de madera (astillas de cítricos) que puede contribuir a reducir notablemente el contenido de nitratos en la salmuera inyectada en la red de captación por cada desalobrador. Recientemente se ha publicado un informe con las primeras conclusiones de la investigación.

Esta alternativa de tratamiento no se ha contemplado en el presente estudio pero es evidente que su implantación supondrá una reducción progresiva de los costes de explotación calculados, al disminuir la concentración de nitratos en la salmuera de entrada a las plantas desnitrificadoras.

Además, su implantación sería totalmente compatible con las instalaciones planteadas en el estudio, por lo que consideramos que es una interesante medida complementaria a tener en cuenta en el futuro.

Se acompaña como ANEJO 05 el informe de la Cátedra recientemente publicado.

09.02 HIPÓTESIS CONSIDERADAS

Existen diversos estudios con diferentes fuentes de carbono y cada una de éstas presenta velocidades de reacción diferentes. Algunos autores señalan que con ácido acético se consiguen mayores velocidades que con glucosa, metanol o etanol.

Un dato muy extendido en el ámbito de la depuración de aguas residuales es el ratio **de 4 g de DQO por 1 g de Nitrógeno eliminado**, y es el que se ha seguido en este estudio.

Además, hay que aportar los microorganismos que posibilitan el proceso (normalmente a partir de fangos de depuradoras de aguas residuales).

Apenas hay experiencias sobre tratamientos de desnitrificación aplicados a salmueras, y mucho menos a la escala necesaria para tratar los volúmenes que resultan de las estimaciones realizadas.

Por tanto, a la hora de estimar costes de inversión y explotación, así como superficie de terrenos necesarios, se ha partido de la experiencia adquirida en los procesos convencionales de depuración biológica, realizando algunas matizaciones.

Una planta de desnitrificación biológica es una EDAR simplificada en la que no hay Pretratamiento (pues se trata de agua limpia en nuestro caso) ni aireación forzada. Básicamente hay un reactor biológico, una separación sólido/líquido (decantación), y una línea de fangos.

Para el dimensionamiento y valoración de los costes de inversión y explotación de la/s planta/s de desnitrificación, es necesario conocer los caudales a tratar, la caracterización del agua de entrada y los objetivos de concentración de salida en los parámetros del agua producto. Estos datos van a ser variables en función de las alternativas que se van a considerar en el presente estudio. Concretamente, dependerán de:

1. Las opciones de caudal recogido en la red de captación.
2. La localización de los puntos de vertido.
3. La existencia de un tratamiento adicional de desalobración secundaria.

Se considera que la mayor o menor conductividad del agua de entrada a las plantas no afecta a los costes de desnitrificación, si bien es cierto que las oscilaciones de la misma perjudican al proceso. En cualquier caso, no se han contemplado porque no se prevé que estas oscilaciones se presenten de forma significativa y por la difícil cuantificación de sus efectos.

09.02.01 OPCIONES DE DIMENSIONAMIENTO

En cuanto al caudal de dimensionamiento de las plantas se consideran 2 opciones: 80.000 (100 % del máximo extraíble de pozos, después de pasar por las desalobradoras particulares) y 40.000 m³/d (50 %). Si el caudal considerado va a ser sometido a un tratamiento de desnitrificación (previo a su vertido al mar Mediterráneo) en un **único** punto geográfico, las instalaciones correspondientes deberán tener una capacidad equivalente de **80.000 y 40.000** m³/d.

Ahora bien, si el desagüe al Mediterráneo se va a producir por dos puntos simultáneamente (uno en la zona norte del Mar Menor y otro en la zona sur), se ha comprobado que el funcionamiento hidráulico deriva un 60 % de los caudales hacia la salida sur y un 40 % hacia la norte. Ello implica tamaños de plantas diferentes: **48.000 y 32.000** m³/d (caso de 100 % de caudal) y **24.000 y 16.000** m³/d para cuando se considere el 50 % del caudal máximo posible.

Por otro lado, si se realizara un tratamiento de desalobración, previo a la desnitrificación, con una conversión del 45 %, el tamaño de las plantas podría reducirse al 55 % de las anteriores, pero este factor no se tendrá en cuenta en el estudio, ya que el funcionamiento de la desalobración podría ser ocasional y discontinuo, en función de las necesidades.

	VERTIDO	CAPACIDAD PLANTA (m ³ /d)
100 % RECURSOS 80.000 m ³ /d	ÚNICO	80.000
	60% SUR	48.000
	40% NORTE	32.000
50 % RECURSOS 40.000 m ³ /d	ÚNICO	40.000
	60% SUR	24.000
	40% NORTE	16.000

Tabla 10: Alternativas consideradas sobre tamaños de plantas de desnitrificación

09.02.02 GRADO DE DESNITRIFICACIÓN

Como ya se justificó al comienzo de este capítulo, la concentración de nitratos esperada en la salmuera procedente de las desalobradoras se estima en torno a **600 mg/l**.

El límite máximo admisible de vertido al mar Mediterráneo, según la administración competente de medio ambiente de la Región de Murcia, es de **85 mg/l** para dicho compuesto.

Por tanto, el primer escenario de desnitrificación se establece en un **86 %** de reducción, como paso previo, para que las salmueras puedan ser finalmente vertidas al mar a través de uno o dos emisarios submarinos.

Ahora bien, si se considera una etapa de desalobración secundaria, antes o después del tratamiento de desnitrificación, el grado de desnitrificación se incrementa de la siguiente forma:

1. **Desalobración previa al tratamiento de desnitrificación:** Las salmueras captadas por la red son sometidas a un nuevo proceso de desalobración mediante osmosis inversa con el objeto de recuperar parte de esos caudales para riego. El rechazo de este tratamiento contendrá las sales retenidas en las membranas, produciéndose un aumento de la concentración de nitratos (entre otros elementos) y, también, una reducción del caudal a desnitrificar. En el estudio se ha considerado una conversión del 45 % para esta segunda etapa de desalobración por lo que es previsible alcanzar una concentración en torno a **1.100 mg/l** de nitratos en el mencionado caudal de rechazo.

Será necesario someter a esta salmuera “secundaria” un tratamiento posterior de desnitrificación de tal forma que pueda reducir su concentración de nitratos hasta el límite establecido de **85 mg/l** antes de su vertido al mar. Es decir, el segundo escenario de desnitrificación será del **93 %**.

2. **Desalobración posterior al tratamiento de desnitrificación:** En este caso, la reducción en la concentración de nitratos debe ser tal que prevea el incremento que se producirá en el

rechazo del posterior tratamiento de desalobración, de tal forma que no llegue nunca a superar el límite comentado de 85 mg/l.

Para ello, teniendo en cuenta la conversión prevista en la desalobración del 45 %, se deduce que el contenido de nitratos a la salida del tratamiento de desnitrificación debe ser de **45 mg/l**, es decir, la misma reducción del caso anterior, del **93 %**.

En resumen:

ESCENARIO DESNITRIFICACIÓN	DESALOBRACIÓN PREVIA	DESALOBRACIÓN POSTERIOR	NO ₃ mg/l (ENTRADA)	NO ₃ mg/l (SALIDA)	REDUCCIÓN
DN 1	NO	NO	600	85	86%
DN 2	SÍ	NO	1.100	85	93%
DN 3	NO	SÍ	600	45	93%

Tabla 11: Alternativas consideradas sobre grados de desnitrificación

Estos distintos escenarios afectarían a los costes variables de explotación, como se verá más adelante, aunque no lo tendremos en cuenta en un primer análisis comparativo de costes ya que el efecto de la desalobración se estudiará aparte.

09.02.03 VALORACIÓN DE LOS COSTES DE INVERSIÓN

Como ya se comentó al principio de este subcapítulo, hay muy poca experiencia sobre tratamientos de desnitrificación aplicados a salmueras, y mucho menos a la escala necesaria para tratar los volúmenes que resultan de las estimaciones realizadas.

Para estimar los costes de inversión y la superficie de terrenos necesaria, en cada caso, se han empleado datos extraídos de la experiencia adquirida en los procesos convencionales de depuración biológica, con algunas consideraciones.

Una planta de desnitrificación biológica es una EDAR simplificada en la que no hay Pretratamiento (pues se trata de agua limpia en nuestro caso) ni aireación forzada ni Terciario. Básicamente hay un reactor biológico, una separación sólido/líquido (decantación), y una línea de fangos.

Por otro lado, hay un encarecimiento de los materiales empleados por la agresividad del agua de proceso, requiriendo el empleo de acero dúplex y hormigones sulforresistentes.

Para realizar una estimación precisa habría que predimensionar cada una de las plantas de tratamiento de desnitrificación (cinética de las reacciones químicas, tiempo de retención hidráulico, etc.) para calcular los volúmenes de los reactores, decantadores, etc.

Dado el carácter aproximado de un estudio de alternativas, las distintas valoraciones y estimaciones

de superficie se van a realizar en base a datos acumulados por los autores del estudio en cuanto a EDARes ya construidas, relacionando capacidad de tratamiento/costes de inversión/superficies ocupadas, observándose una clara afectación de las economías de escala.

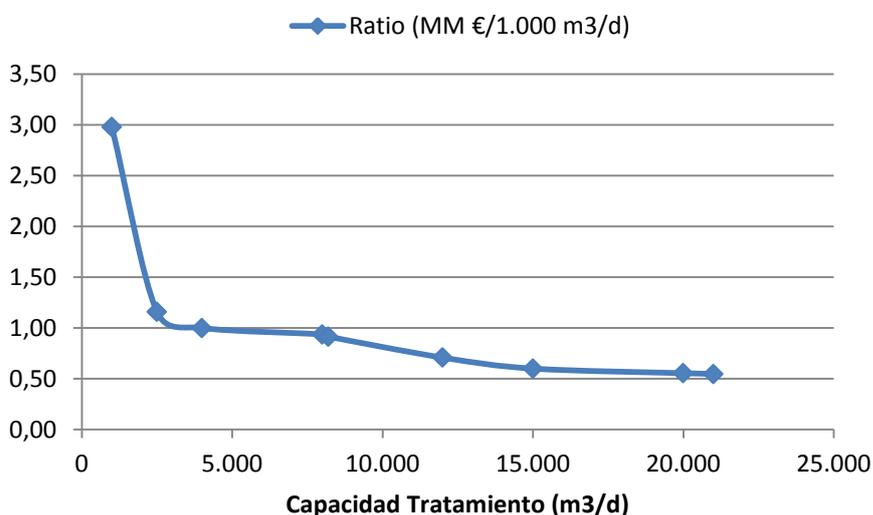


Ilustración 8: Desnitrificación. Relación entre tamaño de planta y ratio de inversiones necesarias.

Se han tenido en cuenta las cuestiones comentadas anteriormente, actualizando los presupuestos con las simplificaciones y encarecimientos necesarios para extrapolar una EDAR a una estación de desnitrificación de salmueras.

En función del tamaño de la planta de desnitrificación aplicamos el ratio correspondiente. Para los tamaños grandes (a partir de 20.000 m3/d) un valor de 0,50 es un escenario conservador, resultando:

CAPACIDAD PLANTA (m3/d)	RATIO ESTIMADO (MM €/1.000 m3/d)	INVERSIÓN ESTIMADA (MM €)
80.000	0,50	40,0
48.000	0,50	24,0
32.000	0,50	16,0
40.000	0,50	20,0
24.000	0,50	12,0
16.000	0,60	9,6

Tabla 12: Inversión estimada en función de la capacidad de la planta de desnitrificación.

En estos importes no están incluidos los costes de adquisición de las parcelas, que se incorporarán en apartados posteriores.

En cuanto a la superficie necesaria para implantar las estaciones de desnitrificación, de igual forma, se ha partido de información relativa a EDARes ya construidas, obteniendo la siguiente curva:

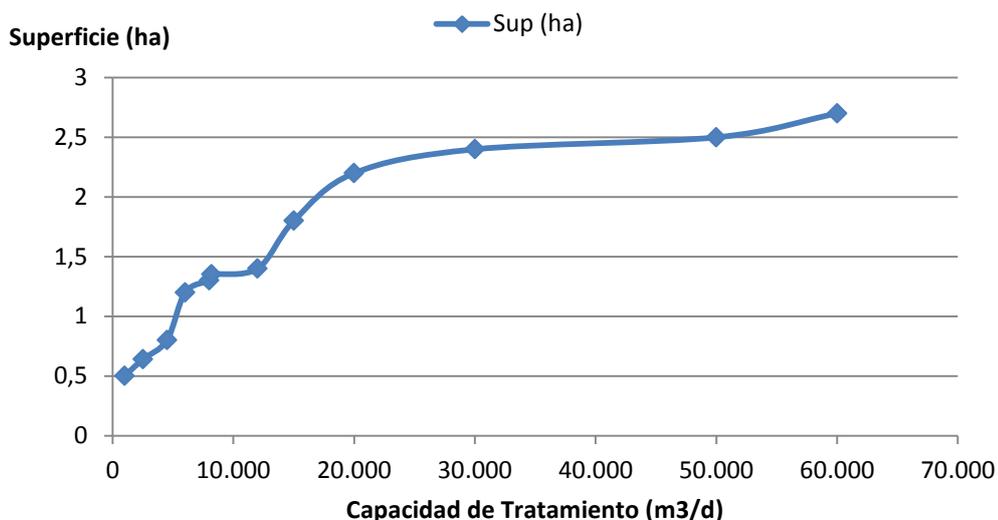


Ilustración 9: Desnitrificación. Superficie. EDARes en relación a su capacidad de tratamiento.

Las plantas de desnitrificación serán algo más pequeñas al no necesitar pretratamiento ni terciario, por lo que se ha considerado un coeficiente corrector del 80%, estimándose las siguientes necesidades de superficie según el caso:

CAPACIDAD PLANTA (m3/d)	SUPERFICIE ESTIMADA (ha)
80.000	3,00
48.000	2,20
32.000	2,00
40.000	2,10
24.000	1,80
16.000	1,45

Tabla 13: Superficie plantas desnitrificación en relación a su tamaño.

Además de todo lo anterior, será necesario dotar a las plantas de un embalse de regulación previo para que puedan optimizarse las condiciones de funcionamiento. Se considera una capacidad de unos 40.000 m3 (dada la superficie disponible) por lo que la regulación disponible dependerá del tamaño de cada planta. Se estima un ratio de coste de 4 €/m3 por lo que habría que añadir unos **160.000 €** a cada opción.

09.02.04 VALORACIÓN DE LOS COSTES DE EXPLOTACIÓN

Como ya se comentó anteriormente, apenas hay experiencias en plantas de tratamiento específico de desnitrificación a la escala necesaria para este estudio, y menos aún con agua salobre.

En cualquier caso, se realizarán estimaciones en base al conocimiento adquirido en EDARes y a algunas pruebas realizadas a pequeña escala.

Dentro de los costes de explotación se distingue entre costes fijos (independientes del volumen tratado en la planta) y costes variables (inherentes al m3 tratado).

COSTES FIJOS

Se incluyen los siguientes:

1. Eléctricos: Término fijo de energía (función de la potencia contratada).
 2. Personal.
 3. Mantenimiento.
 4. Otros.
1. En función del tamaño de la planta se han realizado unas estimaciones de potencia necesaria a contratar, calculando el coste a partir de una tarifa de 6 periodos convencional:

P1	P2	P3	P4	P5	P6
39,139427	19,586654	14,334178	14,334178	14,334178	6,540177

HIPÓTESIS DE CAUDAL EN RED (m3/d)	VERTIDO	CAPACIDAD PLANTA DESNITRIFICACIÓN (m3/d)	COSTE ELÉCTRICO FIJO	
			POTENCIA CONTRATADA (kW)	COSTE POTENCIA (€/año)
80.000	100% NORTE	80.000	400	43.308
80.000	100% SUR	80.000	400	43.308
80.000	40% NORTE	32.000	200	21.654
	60% SUR	48.000	240	25.985
40.000	100% NORTE	40.000	220	23.819
40.000	100% SUR	40.000	220	23.819
40.000	40% NORTE	16.000	120	12.992
	60% SUR	24.000	160	17.323

Tabla 14: Estimación del coste eléctrico fijo en plantas de desnitrificación en función de su capacidad

2. Para el personal, se han hecho hipótesis de recursos necesarios en función de la planta y sus costes laborales, resultando el siguiente cuadro:

HIPÓTESIS DE CAUDAL EN RED (m3/d)	VERTIDO	CAPACIDAD PLANTA DESNITRIFICACIÓN (m3/d)	JEFE PLANTA	TEC. LAB	ADMINISTRATIVO	ELECTROMECAÁNICO	PEÓN ESPECIALIZADO	TOTAL (€/año)
80.000	100% NORTE	80.000	100%	100%	100%	250%	300%	278.000
80.000	100% SUR	80.000	100%	100%	100%	250%	300%	278.000
80.000	40% NORTE	32.000	70%	40%	40%	100%	150%	135.200
	60% SUR	48.000	100%	50%	65%	200%	200%	208.700
40.000	100% NORTE	40.000	100%	50%	50%	150%	200%	188.000
40.000	100% SUR	40.000	100%	50%	50%	150%	200%	188.000
40.000	40% NORTE	16.000	30%	15%	15%	50%	150%	85.200
	60% SUR	24.000	50%	25%	30%	75%	150%	109.900
COSTE LABORAL			50.000	30.000	18.000	36.000	30.000	

Tabla 15: Cálculo de Costes de personal en plantas de desnitrificación en función de su capacidad.

3. Los costes de mantenimiento y “otros” se han estimado proporcionales al tamaño de las plantas. Estos costes se repercuten en el volumen total tratado en la planta por lo que dependen del grado de utilización que se haga de su capacidad.

El resumen de costes fijos se resume en el siguiente cuadro:

	HIPÓTESIS DE CAUDAL EN RED (m3/d)	VERTIDO	CAPACIDAD PLANTA DESNITRIFICACIÓN (m3/d)	COSTES FIJOS				TOTAL (€/año)
				COSTE POTENCIA (€/año)	COSTE PERSONAL (€/año)	MANTENIMIENTO (€/año)	OTROS (€/año)	
ALTERNATIVA 80.1	80.000	100% NORTE	80.000	43.308	278.000	60.000	42.400	423.708
ALTERNATIVA 80.2	80.000	100% SUR	80.000	43.308	278.000	60.000	42.400	423.708
ALTERNATIVA 80.3	80.000	40% NORTE	32.000	21.654	135.200	35.000	16.960	208.814
		60% SUR	48.000	25.985	208.700	45.000	25.440	305.125
ALTERNATIVA 40.1	40.000	100% NORTE	40.000	23.819	188.000	40.000	21.200	273.019
ALTERNATIVA 40.2	40.000	100% SUR	40.000	23.819	188.000	40.000	21.200	273.019
ALTERNATIVA 40.3	40.000	40% NORTE	16.000	12.992	85.200	25.000	8.480	131.672
		60% SUR	24.000	17.323	109.900	30.000	12.720	169.943

Tabla 16: Resumen hipótesis de costes fijos en plantas de desnitrificación en función de su capacidad.

COSTES VARIABLES

Se consideran costes variables aquellos que dependen solamente del caudal de agua tratado, es decir, sólo se presentan si hay entrada y tratamiento de agua en la planta. Se desglosan en los siguientes conceptos:

1. Energía eléctrica.
2. Retirada de fangos.
3. Consumo de Reactivos.

El primer punto hace referencia al consumo eléctrico de los distintos equipos electromecánicos que componen las instalaciones.

En la evacuación de fangos se contemplan los gastos asociados a la retirada y tratamiento de estos subproductos, incluido el consumo de polielectrolito catiónico (deshidratación).

Estos dos factores los estimaremos independientemente de la concentración de nitratos a la entrada.

En la dosificación de reactivos se tendrá en cuenta el coste asociado al consumo de ácido acético, el cual sí depende del contenido inicial de nitratos y del grado de reducción perseguido.

- Para estimar el **coste eléctrico** se han realizado 2 hipótesis basada en la experiencia adquirida en explotación de EDARes corregida con las particularidades de una planta de desnitrificación:
 1. Consumo unitario: **0,20 kWh/m³**.
 2. Coste medio energía: **0,08 €/kWh**.

En consecuencia, el coste considerado es de **0,016 €/m³**.

- Para el coste asociada a la **gestión del fango** se adopta un valor de **0,02 €/m³**, considerando su destino a compostaje y el consumo de polielectrolito.
- En cuanto al coste asociado al consumo de reactivos, consideramos el gasto en ácido acético necesario para que se produzca la desnitrificación. Es el más importante y se ve afectado por el contenido de nitratos del agua de entrada y el grado de reducción buscado. Por ello es importante recordar los distintos escenarios de desnitrificación del presente estudio:

ESCENARIO DESNITRIFICACIÓN	DESALOBRAJACIÓN PREVIA	DESALOBRAJACIÓN POSTERIOR	NO ₃ mg/l (ENTRADA)	NO ₃ mg/l (SALIDA)	REDUCCIÓN
DN 1	NO	NO	600	85	86%
DN 2	SÍ	NO	1.100	85	93%
DN 3	NO	SÍ	600	45	93%

Tabla 17: Alternativas consideradas sobre grados de desnitrificación

También se han adoptado 2 hipótesis importantes:

1. Son necesarios 4 g de DQO (ácido acético como sustitutivo) para eliminar 1 g de Nitrógeno.
2. El coste del ácido acético se estima en 615 €/t.

Es conveniente indicar que la conversión entre NO₃ y NO₃-N es de **0,2254**, quedando la tabla anterior de la siguiente forma:

ESCENARIO DESNITRIFICACIÓN	NO ₃ mg/l (ENTRADA)	NO ₃ mg/l (SALIDA)	REDUCCIÓN
DN 1	135,2	19,2	86%
DN 2	247,9	19,2	93%
DN 3	135,2	10,1	93%

De momento sólo se calcula el escenario DN 1, ya que la influencia de una desalobración secundaria quedará para un análisis posterior.

ÁCIDO ACÉTICO						
Grado Desnitrificación	DN 1			DN 1		
Capacidad de la Planta (m3/d)	80.000	48.000	32.000	40.000	24.000	16.000
Coste acético (€/t)	615	615	615	615	615	615
Conc. Influyente (mg/l NO3-N)	135	135	135	135	135	135
Conc. Efluente (mg/l NO3-N)	19,2	19,2	19,2	19,2	19,2	19,2
Ratio consumo (kg acético/kg NO3-N)	4	4	4	4	4	4
Días operación/año	365	365	365	365	365	365
Coste ácido acético						
NO3-N desnitrificado (kg/d)	9.264	5.558	3.706	4.632	2.779	1.853
Consumo ácido acético puro (kg/d)	37.056	22.234	14.822	18.528	11.117	7.411
Coste diario (€/d)	22.789	13.674	9.116	11.395	6.837	4.558
Coste anual (€/año)	8.318.146	4.990.887	3.327.258	4.159.073	2.495.444	1.663.629
RATIO (€/m3)	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28

Tabla 18: Coste ácido acético, caso escenario e desnitrificación DN 1.

RESUMEN DE COSTES VARIABLES						
Grado Desnitrificación	DN 1			DN 1		
Capacidad de la Planta (m3/d)	80.000	48.000	32.000	40.000	24.000	16.000
Coste eléctrico (€/m3)	0,016	0,016	0,016	0,016	0,016	0,016
Gestión de fangos (€/m3)	0,020	0,020	0,020	0,020	0,020	0,020
Consumo reactivos (€/m3)	0,285	0,285	0,285	0,285	0,285	0,285
TOTAL (€/m3)	0,321	0,321	0,321	0,321	0,321	0,321

Tabla 19: Resumen costes variables, caso escenario de desnitrificación DN 1.

VOLÚMENES DE AGUA TRATADA

Como ya se vio para el dimensionamiento hidráulico de la red de captación, se ha realizado una hipótesis de distribución anual de utilización de las desalobradoras particulares en función de la demanda agrícola de producción, lo que se traduce en una curva de producción de salmueras a lo largo del año:

PRODUCCIÓN DE SALMUERA (FC = 25%)				
Uso recursos subterráneos	100%		50%	
	enero	15.026	465.811	7.513
febrero	33.272	931.621	16.636	465.811
marzo	45.078	1.397.432	22.539	698.716
abril	55.897	1.676.918	27.949	838.459
mayo	60.105	1.863.242	30.052	931.621
junio	80.740	2.422.215	40.370	1.211.107
julio	78.136	2.422.215	39.068	1.211.107
agosto	66.115	2.049.566	33.058	1.024.783
septiembre	46.581	1.397.432	23.291	698.716
octubre	36.063	1.117.945	18.031	558.973
noviembre	21.738	652.135	10.869	326.067
diciembre	12.021	372.648	6.010	186.324
	m3/d	16.769.179		8.384.590
		m3/año		m3/año

Tabla 20: Distribución mensual de caudales de salmuera.

El dimensionamiento de las plantas desnitrificadoras debe realizarse para los caudales punta, ya que todo el volumen vertido al Mediterráneo debe cumplir con los límites de concentración establecidos por Medio Ambiente. Esto implica que el factor de funcionamiento de las plantas no será óptimo al quedar gran parte del año infrutilizadas.

	HIPÓTESIS DE CAUDAL EN RED (m3/d)	VERTIDO	CAPACIDAD PLANTA DESNITRIFICACIÓN (m3/d)	VOLUMEN TRATADO (m3/año)	CAPACIDAD MÁXIMA TRATAMIENTO (m3/año)	FACTOR DE FUNCIONAMIENTO (%)
ALTERNATIVA 80.1	80.000	100% NORTE	80.000	16.769.179	29.200.000	57%
ALTERNATIVA 80.2	80.000	100% SUR	80.000	16.769.179	29.200.000	57%
ALTERNATIVA 80.3	80.000	40% NORTE	32.000	6.707.672	11.680.000	57%
		60% SUR	48.000	10.061.507	17.520.000	57%
ALTERNATIVA 40.1	40.000	100% NORTE	40.000	8.384.590	14.600.000	57%
ALTERNATIVA 40.2	40.000	100% SUR	40.000	8.384.590	14.600.000	57%
ALTERNATIVA 40.3	40.000	40% NORTE	16.000	3.353.836	5.840.000	57%
		60% SUR	24.000	5.030.754	8.760.000	57%

Tabla 21: Volúmenes tratados en las plantas de desnitrificación.

RESUMEN DE COSTES

Repercutiendo el coste fijo entre el volumen realmente tratado resulta lo siguiente:

HIPÓTESIS DE CAUDAL EN RED (m3/d)	VERTIDO	CAPACIDAD PLANTA DESNITRIFICACIÓN (m3/d)	COSTE FIJO TOTAL (€/año)	VOLUMEN TRATADO (m3/año)	RATIO COSTE FIJO (€/m3)
80.000	100% NORTE	80.000	423.708	16.769.179	0,025
80.000	100% SUR	80.000	423.708	16.769.179	0,025
80.000	40% NORTE	32.000	208.814	6.707.672	0,031
	60% SUR	48.000	305.125	10.061.507	0,030
40.000	100% NORTE	40.000	273.019	8.384.590	0,033
40.000	100% SUR	40.000	273.019	8.384.590	0,033
40.000	40% NORTE	16.000	131.672	3.353.836	0,039
	60% SUR	24.000	169.943	5.030.754	0,034

Tabla 22: Ratio de coste fijo por m3 desnitrificado

Recopilando los costes fijos y variables obtenemos la siguiente tabla:

HIPÓTESIS DE CAUDAL EN RED (m3/d)	VERTIDO	CAPACIDAD PLANTA DESNITRIFICACIÓN (m3/d)	COSTE FIJO TOTAL (€/año)	VOLUMEN TRATADO (m3/año)	RATIO COSTE FIJO (€/m3)	RATIO COSTE VARIABLE (€/m3)	RATIO COSTE TOTAL (€/m3)
80.000	100% NORTE	80.000	423.708	16.769.179	0,025	0,321	0,346
80.000	100% SUR	80.000	423.708	16.769.179	0,025	0,321	0,346
80.000	40% NORTE	32.000	208.814	6.707.672	0,031	0,321	0,352
	60% SUR	48.000	305.125	10.061.507	0,030	0,321	0,351
40.000	100% NORTE	40.000	273.019	8.384.590	0,033	0,321	0,353
40.000	100% SUR	40.000	273.019	8.384.590	0,033	0,321	0,353
40.000	40% NORTE	16.000	131.672	3.353.836	0,039	0,321	0,360
	60% SUR	24.000	169.943	5.030.754	0,034	0,321	0,355

Tabla 23: Ratio de coste Total por m3 desnitrificado.

10 PUNTOS DE VERTIDO

10.01 VIABILIDAD AMBIENTAL

A la hora de considerar las posibles opciones de vertido de la salmuera final, recogida en la red y tratada en la/s estación/es de desnitrificación, es imprescindible analizar su viabilidad ambiental, además de su viabilidad técnico-económica.

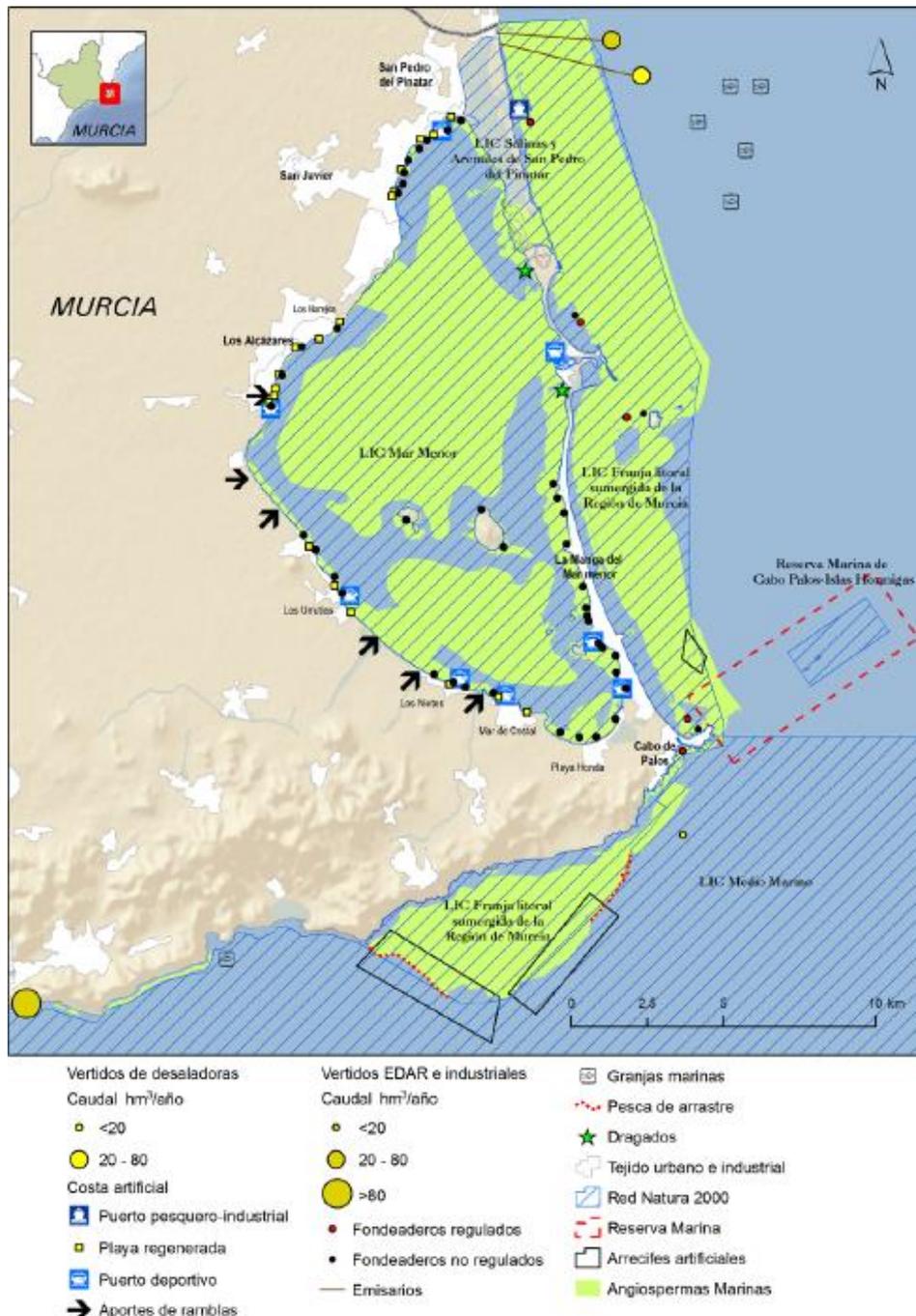


Ilustración 10: Atlas de las praderas marinas de España. Elaboración: IEO

Para ello se ha tenido en cuenta la información disponible en cuanto a:

- Reservas marinas.
- Caladeros.
- Arrecifes artificiales.
- Regulaciones a la navegación.
- Naturaleza del fondo marino.
- Lugares de Importancia Comunitaria (LIC): en concreto, las poblaciones de Angiospermas marinas (*Posidonia Oceánica* y *Cymodocea nodosa*) del LIC “Franja Litoral Sumergida”.

Se han elegido dos zonas, una al norte y otra al sur del Mar Menor, que reúnen condiciones compatibles con la ejecución de emisarios submarinos y donde el vertido de salmuera adecuadamente tratada genere impactos compatibles con el medio marino.



Ilustración 11: Vista Emisario Norte



Ilustración 12: Vista Emisario Sur

A día de hoy, ya existen otros emisarios y puntos de vertido en las cercanías de las zonas previstas en este estudio: el emisario de las desalinizadoras de San Pedro I y II en la zona norte y el de la EDAR Mar Menor Sur y desalobrador de la C.R. Arcosur Mar Menor en la zona sur.

En ambos casos las características del vertido pueden considerarse similares a las de nuestro caso y el seguimiento realizado de los mismos permite confirmar, hasta la fecha, la inocuidad ya prevista en las autorizaciones.

Las características del vertido deberán ser tales que se cumplan las limitaciones establecidas en el listado del **ANEJO 02**. En particular, la concentración de Nitratos no deberá superar los **85 mg/l** o **65 mg/l** de Nitrógeno total.

10.02 EMISARIOS SUBMARINOS

El predimensionamiento hidráulico y la valoración de los emisarios submarinos ha sido realizado por la empresa **INCREA**, especialista en diseño de conducciones submarinas con amplia experiencia nacional e internacional, que ha participado en los emisarios de las desaladoras de Escombreras, Valdelentisco y Águilas. Se incorpora su trabajo al presente estudio de alternativas como ANEJO 03.

En él se han planteado 2 opciones:

- Emisario Norte: en la zona de San Pedro del Pinatar, con un caudal de **80.000 m³/d**. De (diámetro exterior) = **1.400 mm**, **L= 5.000 m** (tramo marino).
- Emisario Sur en la zona de Cabo de Palos, con un caudal de **40.000 m³/d**, saliendo desde Cala Reona. **De = 800 mm**, **L= 1.200 m** (tramo marino).

El material considerado es polietileno de alta densidad (PEAD) con una relación diámetro exterior/espesor de 26 (**SDR 26**).

El resultado de la valoración realizada de cada uno de los emisarios propuestos es:

EMISARIO NORTE				
Unidad	Medición		Coste unitario (€)	Presupuesto (€)
TRAMO MARINO CONDUCCIÓN				
1	DRAGADO	10,600.95 m ³	12.00 €	127,211.46 €
2	CONDUCCIÓN PEAD DN 1.400 MM SDR 26	5,000.00 m	1,100.00 €	5,500,000.00 €
3	LASTRE HORMIGÓN DN 1.400 MM 4,95 t	82 Ud	643.50 €	52,767.00 €
4	LASTRE HORMIGÓN DN 1.400 MM 6,5 t	1,131 Ud	845.00 €	955,695.00 €
5	RELLENO MATERIAL SC2	3,580.87 m ³	25.00 €	89,521.81 €
6	RELLENO CON MATERIAL PROCEDENTE DE DRAGADO	6,279.24 m ³	7.00 €	43,954.68 €
7	PIEZA DIFUSORA PEAD	10.00 Ud	5,000.00 €	50,000.00 €
8	BALIZAMIENTO	1.00 Ud	9,000.00 €	9,000.00 €
9	ANTIARRASTREROS	9.00 Ud	1,500.00 €	13,500.00 €
10	UNIDADES COMPLEMENTARIAS	15.00 %		1,026,247.49 €
			TOTAL	7,867,897.44 €

EMISARIO SUR				
Unidad	Medición		Coste unitario (€)	Presupuesto (€)
TRAMO MARINO CONDUCCIÓN				
1	DRAGADO	1,466.47 m ³	12.00 €	17,597.66 €
2	CONDUCCIÓN PEAD DN 800 MM SDR 26	2,100.00 m	650.00 €	1,365,000.00 €
3	LASTRE HORMIGÓN DN 800 MM 1,62 t	19 Ud	210.60 €	4,001.40 €
4	LASTRE HORMIGÓN DN 800 MM 2,12 t	500 Ud	275.60 €	137,800.00 €
5	RELLENO MATERIAL SC2	414.51 m ³	25.00 €	10,362.69 €
6	RELLENO CON MATERIAL PROCEDENTE DE DRAGADO	998.37 m ³	7.00 €	6,988.56 €
7	PIEZA DIFUSORA PEAD	5.00 Ud	5,000.00 €	25,000.00 €
8	BALIZAMIENTO	1.00 Ud	9,000.00 €	9,000.00 €
9	ANTIARRASTREROS	5.00 Ud	1,500.00 €	7,500.00 €
10	UNIDADES COMPLEMENTARIAS	15.00 %		237,487.55 €
			TOTAL	1,820,737.86 €

Se ha establecido una hipótesis de ubicación de las instalaciones de desnitrificación para poder considerar un punto de arranque del tramo terrestre de los emisarios, pero el emplazamiento definitivo estará sujeto a la disponibilidad de terrenos y a las decisiones que se tomen en función de las conclusiones de este estudio, sobre todo en la salida Sur.

Independientemente de que haya desalobración o no, el emisario debe dimensionarse para aquellos casos en los que no funcionen dichas plantas por el motivo que sea. Por tanto, las hipótesis de caudal a considerar son las relativas exclusivamente a los distintos tamaños de las plantas de desnitrificación.

HIPÓTESIS DE CAUDAL EN RED (m3/d)	VERTIDO	CAPACIDAD HIDRÁULICA EMISARIOS (m3/d)
80.000	100% NORTE	80.000
80.000	100% SUR	80.000
80.000	40% NORTE 60% SUR	32.000 48.000
40.000	100% NORTE	40.000
40.000	100% SUR	40.000
40.000	40% NORTE 60% SUR	16.000 24.000

Tabla 24: Alternativas de caudal para los emisarios.

A partir de la información aportada por **INCREA** (ver ANEJO 03) se han deducido las valoraciones del resto de alternativas planteadas en este estudio, modificando los diámetros pero manteniendo las mismas longitudes y puntos de vertido.

TRAMO MARINO CONDUCCIÓN		EMISARIO NORTE							
		80.000 m3/d DN 1.400 mm		40.000 m3/d DN 1.000 mm		32.000 m3/d DN 900 mm		16.000 m3/d DN 710 mm	
Unidad	Medición	Coste unitario (€)	Presupuesto (€)	Coste unitario (€)	Presupuesto (€)	Coste unitario (€)	Presupuesto (€)	Coste unitario (€)	Presupuesto (€)
DRAGADO	10.600,95 m3	12,00 €	127.211,46 €	12,00 €	127.211,46 €	12,00 €	127.211,46 €	12,00 €	127.211,46 €
CONDUCCIÓN PEAD SDR 26	5.000,00 m	1.100,00 €	5.500.000,00 €	850,00 €	4.250.000,00 €	750,00 €	3.750.000,00 €	600,00 €	3.000.000,00 €
LASTRE HORMIGÓN	82 Ud	643,50 €	52.767,00 €	475,00 €	38.950,00 €	275,60 €	22.599,20 €	210,60 €	17.269,20 €
LASTRE HORMIGÓN	1.131 Ud	845,00 €	955.695,00 €	550,00 €	622.050,00 €	325,60 €	368.253,60 €	275,60 €	311.703,60 €
RELLENO MATERIAL SC2	3.580,87 m3	25,00 €	89.521,81 €	25,00 €	89.521,81 €	25,00 €	89.521,81 €	25,00 €	89.521,81 €
RELLENO CON MATERIAL PROCEDENTE DE DRAGADO	6.279,24 m3	7,00 €	43.954,68 €	7,00 €	43.954,68 €	7,00 €	43.954,68 €	7,00 €	43.954,68 €
PIEZA DIFUSORA PEAD	10,00 Ud	5.000,00 €	50.000,00 €	5.000,00 €	50.000,00 €	5.000,00 €	50.000,00 €	5.000,00 €	50.000,00 €
BALIZAMIENTO	1,00 Ud	9.000,00 €	9.000,00 €	9.000,00 €	9.000,00 €	9.000,00 €	9.000,00 €	9.000,00 €	9.000,00 €
ANTIARRASTREROS	9,00 Ud	1.500,00 €	13.500,00 €	1.500,00 €	13.500,00 €	1.500,00 €	13.500,00 €	1.500,00 €	13.500,00 €
UNIDADES COMPLEMENTARIAS	15,00 %		1.026.247,49 €		786.628,19 €		671.106,11 €		549.324,11 €
TOTAL		7.867.897,44 €	TOTAL 7.867.897,44 €	6.030.816,14 €	TOTAL 6.030.816,14 €	5.145.146,86 €	TOTAL 5.145.146,86 €	4.211.484,86 €	TOTAL 4.211.484,86 €

Tabla 25: Valoración alternativas emisario Norte.

TRAMO MARINO CONDUCCIÓN		EMISARIO SUR							
		80.000 m3/d DN 1.200 mm		48.000 m3/d DN 900 mm		40.000 m3/d DN 800 mm		24.000 m3/d DN 630 mm	
Unidad	Medición	Coste unitario (€)	Presupuesto (€)	Coste unitario (€)	Presupuesto (€)	Coste unitario (€)	Presupuesto (€)	Coste unitario (€)	Presupuesto (€)
DRAGADO	1.466,47 m3	12,00 €	17.597,66 €	12,00 €	17.597,66 €	12,00 €	17.597,66 €	12,00 €	17.597,66 €
CONDUCCIÓN PEAD SDR 26	2.100,00 m	900,00 €	1.890.000,00 €	750,00 €	1.575.000,00 €	650,00 €	1.365.000,00 €	570,00 €	1.197.000,00 €
LASTRE HORMIGÓN	19 Ud	610,00 €	11.590,00 €	275,60 €	5.236,40 €	210,60 €	4.001,40 €	210,60 €	4.001,40 €
LASTRE HORMIGÓN	500 Ud	720,00 €	360.000,00 €	325,60 €	162.800,00 €	275,60 €	137.800,00 €	275,60 €	137.800,00 €
RELLENO MATERIAL SC2	414,51 m3	25,00 €	10.362,69 €	25,00 €	10.362,69 €	25,00 €	10.362,69 €	25,00 €	10.362,69 €
RELLENO CON MATERIAL PROCEDENTE DE DRAGADO	998,37 m3	7,00 €	6.988,56 €	7,00 €	6.988,56 €	7,00 €	6.988,56 €	7,00 €	6.988,56 €
PIEZA DIFUSORA PEAD	5,00 Ud	5.000,00 €	25.000,00 €	5.000,00 €	25.000,00 €	5.000,00 €	25.000,00 €	5.000,00 €	25.000,00 €
BALIZAMIENTO	1,00 Ud	9.000,00 €	9.000,00 €	9.000,00 €	9.000,00 €	9.000,00 €	9.000,00 €	9.000,00 €	9.000,00 €
ANTIARRASTREROS	5,00 Ud	1.500,00 €	7.500,00 €	1.500,00 €	7.500,00 €	1.500,00 €	7.500,00 €	1.500,00 €	7.500,00 €
UNIDADES COMPLEMENTARIAS	15,00 %		350.705,84 €		272.922,80 €		237.487,55 €		212.287,55 €
TOTAL		2.688.744,75 €		2.092.408,11 €		1.820.737,86 €		1.627.537,86 €	

Tabla 26: Valoración alternativas emisario Sur.

En principio, no se considera probable que se imponga un canon de vertido desde la Administración regional, en base a la **Ley 9/2005, de 29 de diciembre, de Medidas Tributarias en materia de Tributos Cedidos y Tributos Propios año 2006:**

“Artículo 33 Exención

1. Estará exento del impuesto el vertido a las aguas litorales ocasionado por la actividad propia de las plantas desaladoras de titularidad pública situadas en la Región de Murcia, cuya producción de agua desalada vaya destinada a la agricultura, riego, industria o consumo humano.

Asimismo, estará exento del impuesto el vertido a las aguas litorales procedente de las plantas desaladoras de titularidad privada situadas en la Región de Murcia cuya producción de agua desalada vaya destinada exclusivamente a la agricultura, industria o consumo humano.”

No obstante, el programa de seguimiento ambiental a los vertidos sí conllevará un coste añadido, difícil de cuantificar al nivel de desarrollo con que se realiza este estudio de alternativas.

11 SUPERFICIE NECESARIA

11.01 NECESIDADES DE ESPACIO

En este apartado exponemos la justificación en cuanto a la ubicación requerida para la implantación de las obras en cada una de las soluciones planteadas.

En relación al trazado de la red de Salmueroductos, se aprovecha la disponibilidad existente en las franjas de terreno aledañas a viales o conducciones donde la CRCC ya dispone de derechos de Paso o Propiedad.

Para calcular y ubicar las parcelas necesarias para las plantas de desnitrificación debemos atender al tamaño de las propias plantas, función de su capacidad de tratamiento, y a prever una reserva de espacio para un embalse de regulación previo, de unos 40.000 m³.

El análisis de las alternativas planteadas nos lleva determinar unas necesidades de terrenos variables que ubicaremos cerca de los puntos de vertido en cada caso.

Para determinar la superficie necesaria en cada uno de los casos elaboramos la siguiente tabla que considera únicamente las necesidades de desnitrificación

CAPACIDAD PLANTA (m ³ /d)	SUPERFICIE ESTIMADA (ha)
80.000	3,00
48.000	2,20
32.000	2,00
40.000	2,10
24.000	1,80
16.000	1,45

Tabla 27: Superficie de las plantas desnitrificación en relación a su tamaño.

A las superficies obtenidas añadimos la superficie requerida para construir la mencionada balsa de regulación, lo que requerirá un espacio estimado adicional de 1,5 ha.

HIPÓTESIS DE CAUDAL EN RED (m ³ /d)	VERTIDO	CAPACIDAD PLANTA DESNITRIFICACIÓN (m ³ /d)	SUPERFICIE ESTIMADA (ha)	EMBALSE 40.000 m ³ (ha)	SUPERFICIE TOTAL (ha)
80.000	100% NORTE	80.000	3,0	1,5	4,5
80.000	100% SUR	80.000	3,0	1,5	4,5
80.000	40% NORTE	32.000	2,0	1,5	3,5
	60% SUR	48.000	2,2	1,5	3,7
40.000	100% NORTE	40.000	2,1	1,5	3,6
40.000	100% SUR	40.000	2,1	1,5	3,6
40.000	40% NORTE	16.000	1,5	1,5	3,0
	60% SUR	24.000	1,8	1,5	3,3

Tabla 28: Superficie total de las parcelas necesarias para cada alternativa.

A continuación se indican las parcelas observadas aptas para su uso desde el punto de vista puramente operacional, sin valorar otros aspectos administrativos, urbanísticos etc.

11.02 PUNTO DE VERTIDO NORTE

Se ha contemplado una zona en el Mojón (T.M. del Pilar de la Horadada) con espacio suficiente para albergar las necesidades de tamaño de las distintas alternativas consideradas en la zona norte.

11.03 PUNTO DE VERTIDO SUR

De igual forma que en el norte, se ha buscado una zona cercana al punto de vertido en las inmediaciones de Cabo Palos, con una superficie adecuada para cubrir la totalidad de las alternativas planteadas en la zona sur.

11.04 VALORACIÓN DE LOS TERRENOS ADSCRITOS AL TRATAMIENTO

A tenor de los datos publicados sobre precios medios de mercado de bienes inmuebles de la Región de Murcia para terrenos no urbanos próximos a núcleos urbanos, los cuales son ponderados en base a consultas realizadas a conocedores del mercado de la zona.

Estimamos los siguientes valores para la adquisición de terrenos en las zonas en las áreas afectadas

- Área del Mojón: 25 €/m²
- Área de Cabo de Palos 23 €/m².

HIPÓTESIS DE CAUDAL EN RED (m ³ /d)	VERTIDO	CAPACIDAD PLANTA DESNITRIFICACIÓN (m ³ /d)	SUPERFICIE ESTIMADA (ha)	EMBALSE 40.000 m ³ (ha)	SUPERFICIE TOTAL (ha)	ZONA EL MOJÓN (€/m ²)	ZONA CABO PALOS (€/m ²)	COSTE DE ADQUISICIÓN TERRENOS (MM €)
80.000	100% NORTE	80.000	3,0	1,5	4,5	25	-	1,13
80.000	100% SUR	80.000	3,0	1,5	4,5	-	23	1,04
80.000	40% NORTE	32.000	2,0	1,5	3,5	25	-	0,88
	60% SUR	48.000	2,2	1,5	3,7	-	23	0,85
40.000	100% NORTE	40.000	2,1	1,5	3,6	25	-	0,90
40.000	100% SUR	40.000	2,1	1,5	3,6	-	23	0,83
40.000	40% NORTE	16.000	1,5	1,5	3,0	25	-	0,74
	60% SUR	24.000	1,8	1,5	3,3	-	23	0,76

Tabla 29: Coste de adquisición de terrenos en función del tamaño de la planta y la ubicación.

12 DESCRIPCIÓN DE ALTERNATIVAS

Una vez analizados los distintos escenarios en cuanto a la red de salmueroductos, las plantas de desnitrificación y los distintos puntos de vertido a través de emisarios submarinos, ya disponemos de las herramientas necesarias para configurar distintas alternativas y evaluar su viabilidad técnica, económica y ambiental. En el **Capítulo 06** de este estudio se establecían las directrices que se iban a seguir para llegar al punto en que nos encontramos.

A continuación se describen, una a una, las distintas alternativas elegidas como combinación de las diferentes opciones estudiadas, conformando el siguiente cuadro:

	HIPÓTESIS DE CAUDAL EN RED (m ³ /d)	VERTIDO	CAPACIDAD PLANTA DESNITRIFICACIÓN (m ³ /d)
ALTERNATIVA 80.1	80.000	100% NORTE	80.000
ALTERNATIVA 80.2	80.000	100% SUR	80.000
ALTERNATIVA 80.3	80.000	40% NORTE 60% SUR	32.000 48.000
ALTERNATIVA 40.1	40.000	100% NORTE	40.000
ALTERNATIVA 40.2	40.000	100% SUR	40.000
ALTERNATIVA 40.3	40.000	40% NORTE 60% SUR	16.000 24.000

Ilustración 13: Cuadro resumen de las alternativas del estudio.

Se ha añadido la **Alternativa 0** para explicar las consecuencias de la No Actuación en el balance de recursos hídricos de la CRCC.

12.01 ALTERNATIVA 0 (NO ACTUACIÓN)

Implica dejar las cosas tal como están a día de hoy, es decir, sin apenas posibilidad de aprovechar las aguas subterráneas de la masa de agua “Campo de Cartagena” por sus, en general, malas características agronómicas.

Como ya se ha justificado anteriormente, dichos recursos hídricos subterráneos se cuantifican en torno a **67 hm³** anuales.

Dada su cuantía, este recurso puede ser considerado como uno de los principales recursos para la dotación hídrica de estos regadíos, contribuyendo a paliar el déficit característico de estas áreas regables.

Por contra, estas aguas presentan una conductividad eléctrica calificable como muy alta en muchos casos, con un contenido medio de entre 4 y 6 gramos de sales totales por litro.

Esta circunstancia ha propiciado que los regantes, usuarios de esta dotación subterránea, tengan que buscar mecanismos que permitan adecuar este recurso para poder utilizarlo. Las enmiendas pasan por disminuir la concentración de sales, lo que lleva a mezclar las aguas de pozos con otras de mejor calidad o implementar tratamientos de desalobración.

Actualmente, la garantía para obtener recursos de buena calidad que permitan la mezcla está muy cuestionada. En periodos de sequía es necesario movilizar la totalidad de los recursos disponibles y es entonces cuando las aguas procedentes del trasvase quedan limitadas o anuladas.

Por otra parte, la implantación de sistemas de tratamiento mediante desalobración genera un volumen de salmuera que no tiene dónde ser vertido. Las antiguas redes de salmueroconductos se han desmantelado dada su precariedad y la salmuera tan solo puede ser retirada por un gestor autorizado, lo que hace que el proceso sea económicamente inviable.

Además de lo indicado, la inviabilidad de la explotación del acuífero en las condiciones actuales es más acuciante debido a la presencia de una alta concentración de Nitratos disueltos, mayor aún en los rechazos de las plantas desalobradoras, que obliga a dar un tratamiento adicional de desnitrificación antes de su vertido al mar Mediterráneo.

Por tanto, podemos concluir que la **No Actuación** contemplada en esta alternativa implicaría disminuir notablemente la disponibilidad de los recursos hídricos subterráneos, sobre todo en periodos de sequía como el que hemos sufrido estos últimos años.

La principal consecuencia de esta **No Actuación** es la imposibilidad de utilizar las desalobradoras existentes, impidiendo poner en valor un importante recurso hídrico.

Otra consecuencia derivada de esta opción -ausencia de extracción de agua subterránea- es la subida de los niveles piezométricos del acuífero. Esto lleva a incrementar el flujo de las aguas contaminadas por nitratos desde el acuífero más superficial (cuaternario) hasta la masa de agua del Mar Menor, lo que supone un serio perjuicio para la calidad de las aguas de la laguna salada.

12.02 ALTERNATIVA 80.1:

Esta opción considera el **100 %** del volumen máximo anual que pueden generar las desalobradoras del Campo de Cartagena (16.769.179 m³), dimensionando la red para captar los caudales totales diarios en 12 h en el mes de máxima demanda (junio) y vertiendo el colector principal en un único punto, al norte del Mar Menor. En este caso el tratamiento de desnitrificación se concentra en una sola planta, en la zona del **Mojón**, con capacidad para tratar **80.000 m³ /día** y reducir un 86 % la cantidad de NO₃ hasta un valor de 85 mg/l. El efluente, una vez tratado, se evacuará al mar mediterráneo por un emisario submarino de **1.400 mm** de diámetro y **5 km** de longitud. Esta solución al igual que las demás, considera los materiales de las conducciones en PE y PVC-0.

12.03 ALTERNATIVA 80.2:

Esta opción considera el **100 %** del volumen máximo anual que pueden generar las desalobradoras del Campo de Cartagena (16.769.179 m³), dimensionando la red para captar los caudales totales diarios en 12 h en el mes de máxima demanda (junio) y vertiendo el colector principal en un único punto, al sur del Mar Menor. En este caso el tratamiento de desnitrificación se concentra en una sola planta, en la zona de **Cabo Palos**, con capacidad para tratar **80.000 m³ /día** y reducir un 86 % la cantidad de NO₃ hasta un valor de 85 mg/l. El efluente, una vez tratado, se evacuará al mar mediterráneo por un emisario submarino de **1.200 mm** de diámetro y **2,1 km** de longitud. Esta solución al igual que las demás, considera los materiales de las conducciones en PE y PVC-0.

12.04 ALTERNATIVA 80.3:

Esta opción considera el **100 %** del volumen máximo anual que pueden generar las desalobradoras del Campo de Cartagena (16.769.179 m³), dimensionando la red para captar los caudales totales diarios en 12 h en el mes de máxima demanda (junio) y vertiendo el colector principal en dos puntos, uno al norte y otro al sur del Mar Menor. En este caso el tratamiento de desnitrificación se reparte en dos plantas, una en la zona del **Mojón** con capacidad para tratar **32.000 m³ /día** y otra en la zona de **Cabo Palos** con capacidad para tratar **48.000 m³ /día** y reducir un 86 % la cantidad de NO₃ hasta un valor de 85 mg/l. El efluente, una vez tratado, se evacuará al mar mediterráneo por dos emisarios submarinos, uno al norte, de **900 mm** de diámetro y **5 Km** de longitud y otro al sur, también en **900 mm** de diámetro y de **2,1 km** de longitud. Esta solución al igual que las demás, considera los materiales de las conducciones en PE y PVC-0.

12.05 ALTERNATIVA 40.1:

Esta opción considera el **50 %** del volumen máximo anual que pueden generar las desalobradoras del Campo de Cartagena (8.384.589 m³), dimensionando la red para captar los caudales totales diarios en 12 h en el mes de máxima demanda (junio) y vertiendo el colector principal en un único punto, al norte del Mar Menor. En este caso el tratamiento de desnitrificación se concentra en una sola planta, en la zona del **Mojón**, con capacidad para tratar **40.000 m³ /día** y reducir un 86 % la cantidad de NO₃ hasta un valor de 85 mg/l. El efluente, una vez tratado, se evacuará al mar mediterráneo por un emisario submarino de **1.000 mm** de diámetro y **5 km** de longitud. Esta solución al igual que las demás, considera los materiales de las conducciones en PE y PVC-0.

12.06 ALTERNATIVA 40.2:

Esta opción considera el **50 %** del volumen máximo anual que pueden generar las desalobradoras del Campo de Cartagena (8.384.589 m³), dimensionando la red para captar los caudales totales diarios en 12 h en el mes de máxima demanda (junio) y vertiendo el colector principal en un único punto, al sur del Mar Menor. En este caso el tratamiento de desnitrificación se concentra en una sola planta, en la zona de **Cabo Palos**, con capacidad para tratar **40.000 m³ /día** y reducir un 86 % la cantidad de NO₃ hasta un valor de 85 mg/l. El efluente, una vez tratado, se evacuará al mar mediterráneo por un emisario submarino de **800 mm** de diámetro y **2,1 km** de longitud. Esta solución al igual que las demás, considera los materiales de las conducciones en PE y PVC-0.

12.07 ALTERNATIVA 40.3:

Esta opción considera el **50 %** del volumen máximo anual que pueden generar las desalobradoras del Campo de Cartagena (8.384.589 m³), dimensionando la red para captar los caudales totales diarios en 12 h en el mes de máxima demanda (junio) y vertiendo el colector principal en dos puntos, uno al norte y otro al sur del Mar Menor. En este caso el tratamiento de desnitrificación se reparte en dos plantas, una en la zona del **Mojón** con capacidad para tratar **16.000 m³ /día** y otra en la zona de **Cabo Palos** con capacidad para tratar **24.000 m³ /día** y reducir un 86 % la cantidad de NO₃ hasta un valor de 85 mg/l. El efluente, una vez tratado, se evacuará al mar mediterráneo por dos emisarios submarinos, uno al norte, de **710 mm** de diámetro y **5 Km** de longitud y otro al sur, también en **630 mm** de diámetro y de **2,1 km** de longitud. Esta solución al igual que las demás, considera los materiales de las conducciones en PE y PVC-0.

13 VALORACIÓN DE ALTERNATIVAS

Exponemos a continuación el resumen de la valoración de los costes de inversión y de explotación de las alternativas, considerando PE-100 de alta densidad y el PVC-O como material de las conducciones.

	HIPÓTESIS DE CAUDAL EN RED (m ³ /d)	VERTIDO	CAPACIDAD PLANTA DESNITRIFICACIÓN (m ³ /d)
ALTERNATIVA 80.1	80.000	100% NORTE	80.000
ALTERNATIVA 80.2	80.000	100% SUR	80.000
ALTERNATIVA 80.3	80.000	40% NORTE 60% SUR	32.000 48.000
ALTERNATIVA 40.1	40.000	100% NORTE	40.000
ALTERNATIVA 40.2	40.000	100% SUR	40.000
ALTERNATIVA 40.3	40.000	40% NORTE 60% SUR	16.000 24.000

Tabla 30: Cuadro resumen de las alternativas del estudio.

Se ha calculado el coste de amortización de las infraestructuras para un periodo de vida útil de 30 años con el objeto de estimar, junto con los costes fijos de la desnitrificación, una **tarifa fija unitaria** para aquellos usuarios que quisieran estar conectados a la red de captación de salmuera.

Para el **100 %** del máximo caudal posible procedente de las desalobradoras particulares:

COSTES DE INVERSIÓN (MM €)			
ALTERNATIVA	80.1	80.2	80.3
RED DE CAPTACIÓN	40,30	50,74	41,83
DESNITRIFICACIÓN + BALSA	40,16	40,16	40,16
EMISARIOS	7,87	2,69	7,24
TOTAL PEM	88,33	93,59	89,23
GG + BI (19%)	16,78	17,78	16,95
TERRENOS	1,13	1,04	1,73
PEC sin IVA	106,24	112,41	107,91
IVA (21%)	22,31	23,61	22,66
TOTAL	128,55	136,02	130,58

COSTES DE AMORTIZACIÓN (€/año): 30 años			
ALTERNATIVA	80.1	80.2	80.3
	3.503.756,67 €	3.712.403,33 €	3.539.456,67 €

DATOS DE REFERENCIA PARA EL CÁLCULO DE UNA TARIFA FIJA			
COSTES FIJOS DESNITRIFICACIÓN (€/m ³) (1)			
ALTERNATIVA	80.1	80.2	80.3
DESNITRIFICACIÓN	0,025	0,025	0,030
COSTE FIJO TARIFA (€/m ³) (1)+(2)			
ALTERNATIVA	80.1	80.2	80.3
TOTAL	0,234	0,246	0,241

RATIO DE AMORTIZACIÓN (€/m ³) (2)			
ALTERNATIVA	80.1	80.2	80.3
Amortiz. Anual (€)	3.503.757	3.712.403	3.539.457
Volum. Salmuera (m ³)	16.769.179	16.769.179	16.769.179
RATIO (€/m³)	0,21	0,22	0,21

Para el **50 %** del máximo caudal posible procedente de las desalobradoras particulares:

COSTES DE INVERSIÓN (MM €)			
ALTERNATIVA	40.1	40.2	40.3
RED DE CAPTACIÓN	25,91	30,16	28,58
DESNITRIFICACIÓN + BALSA	20,2	20,2	21,8
EMISARIOS	6,03	1,82	5,84
TOTAL PEM	52,10	52,14	56,18
GG + BI (19%)	9,90	9,91	10,67
TERRENOS	0,90	0,83	1,5
PEC sin IVA	62,90	62,88	68,35
IVA (21%)	13,21	13,20	14,35
TOTAL	76,11	76,08	82,71

COSTES DE AMORTIZACIÓN (€/año): 30 años			
ALTERNATIVA	40.1	40.2	40.3
	2.066.633,33 €	2.068.220,00 €	2.228.473,33 €

DATOS DE REFERENCIA PARA EL CÁLCULO DE UNA TARIFA FIJA			
COSTES FIJOS DESNITRIFICACIÓN (€/m3) (1)			
ALTERNATIVA	40.1	40.2	40.3
DESNITRIFICACIÓN	0,033	0,033	0,036
RATIO DE AMORTIZACIÓN (€/m3) (2)			
ALTERNATIVA	40.1	40.2	40.3
Amortiz. Anual (€)	2.066.633	2.068.220	2.228.473
Volum. Salmuera (m3)	8.384.590	8.384.590	8.384.590
RATIO (€/m3)	0,25	0,25	0,27
COSTE FIJO TARIFA (€/m3) (1)+(2)			
ALTERNATIVA	40.1	40.2	40.3
TOTAL	0,279	0,280	0,302

El **coste variable** de la Desnitrificación (ver apartado correspondiente) se ha calculado de **0,32 €/m3**.

COSTE UNITARIO TOTAL DE LAS ALTERNATIVAS INCLUSO AMORTIZACIÓN (€/m3)						
ALTERNATIVA	80.1	80.2	80.3	40.1	40.2	40.3
TARIFA FIJA	0,234	0,246	0,241	0,279	0,280	0,302
VARIABLES	0,321	0,321	0,321	0,321	0,321	0,321
TOTAL	0,555	0,567	0,562	0,600	0,601	0,623

Tabla 31: Desnitrificación. Resumen de costes (incluida la amortización de las inversiones).

Con el objeto de contemplar la posibilidad de aprovechar infraestructuras existentes (emisarios submarinos), desglosamos los datos anteriores para las alternativas de la serie "80":

COSTES DE INVERSIÓN DESGLOSADOS (MM €)			
ALTERNATIVA	80.1	80.2	80.3
PEM RED DE CAPTACIÓN (A)	40,30	50,74	41,83
GG + BI (19%)	7,66	9,64	7,95
PEC sin IVA	47,96	60,38	49,78
IVA (21%)	10,07	12,68	10,45
TOTAL	58,03	73,06	60,23
PEM DESNITRIFICACIÓN (B)	40,0	40,0	40,0
GG + BI (19%)	7,60	7,60	7,60
PEC sin IVA	47,60	47,60	47,60
IVA (21%)	10,00	10,00	10,00
TOTAL	57,60	57,60	57,60
PEM EMISARIOS (C)	7,87	2,69	7,24
GG + BI (19%)	1,50	0,51	1,38
PEC sin IVA	9,37	3,20	8,62
IVA (21%)	1,97	0,67	1,81
TOTAL	11,33	3,87	10,42
COSTE TERRENOS (D)	1,13	1,04	1,73
IVA (21%)	0,24	0,22	0,36
TOTAL	1,37	1,26	2,09

COSTES DE AMORTIZACIÓN RED (€/año): 30 años			
ALTERNATIVA	80.1	80.2	80.3
	1.598.566,67 €	2.012.686,67 €	1.659.256,67 €

COSTES DE AMORTIZACIÓN DESNITRIFICACIÓN (€/año): 30 años			
ALTERNATIVA	80.1	80.2	80.3
	1.586.666,67 €	1.586.666,67 €	1.586.666,67 €

COSTES DE AMORTIZACIÓN EMISARIOS (€/año): 30 años			
ALTERNATIVA	80.1	80.2	80.3
	312.176,67 €	106.703,33 €	287.186,67 €

COSTES DE INVERSIÓN SIN EMISARIOS (MM €)			
ALTERNATIVA	80.1	80.2	80.3
TOTAL (A)+(B)+(D)	96,69	109,02	99,11
IVA (21 %)	20,30	22,89	20,81
TOTAL	116,99	131,91	119,92

DATOS DE REFERENCIA PARA EL CÁLCULO DE UNA TARIFA FIJA (SIN EMISARIOS)

COSTES FIJOS DESNITRIFICACIÓN (€/m3) (1)			
ALTERNATIVA	80.1	80.2	80.3
DESNITRIFICACIÓN	0,025	0,025	0,030

RATIO DE AMORTIZACIÓN (€/m3) (2)			
ALTERNATIVA	80.1	80.2	80.3
Amortiz. Anual (€)	3.185.233	3.599.353	3.245.923
Volum. Salmuera (m3)	16.769.179	16.769.179	16.769.179
RATIO (€/m3)	0,19	0,21	0,19

COSTE FIJO TARIFA (€/m3) (1)+(2)			
ALTERNATIVA	80.1	80.2	80.3
TOTAL	0,215	0,240	0,224

Y para las alternativas de la serie "40":

COSTES DE INVERSIÓN DESGLOSADOS (MM €)			
ALTERNATIVA	40.1	40.2	40.3
PEM RED DE CAPTACIÓN (A)	25,91	30,16	28,58
GG + BI (19 %)	4,92	5,73	5,43
PEC sin IVA	30,83	35,89	34,01
IVA (21 %)	6,47	7,54	7,14
TOTAL	37,31	43,43	41,15

COSTES DE AMORTIZACIÓN RED (€/año): 30 años			
ALTERNATIVA	40.1	40.2	40.3
	1.027.763,33 €	1.196.346,67 €	1.133.673,33 €

PEM DESNITRIFICACIÓN (B)	20,0	20,0	21,6
GG + BI (19 %)	3,80	3,80	4,10
PEC sin IVA	23,80	23,80	25,70
IVA (21 %)	5,00	5,00	5,40
TOTAL	28,80	28,80	31,10

COSTES DE AMORTIZACIÓN DESNITRIFICACIÓN (€/año): 30 años			
ALTERNATIVA	40.1	40.2	40.3
	793.333,33 €	793.333,33 €	856.800,00 €

PEM EMISARIOS (C)	6,03	1,82	5,84
GG + BI (19 %)	1,15	0,35	1,11
PEC sin IVA	7,18	2,17	6,95
IVA (21 %)	1,51	0,45	1,46
TOTAL	8,68	2,62	8,41

COSTES DE AMORTIZACIÓN EMISARIOS (€/año): 30 años			
ALTERNATIVA	40.1	40.2	40.3
	239.190,00 €	72.193,33 €	231.653,33 €

COSTE TERRENOS (D)	0,90	0,83	1,5
IVA (21 %)	0,19	0,17	0,32
TOTAL	1,09	1,00	1,82

COSTES DE INVERSIÓN SIN EMISARIOS (MM €)			
ALTERNATIVA	40.1	40.2	40.3
PEC (A)+(B)+(D)	55,53	60,52	61,21
IVA (21 %)	11,66	12,71	12,85
TOTAL	67,19	73,23	74,07

DATOS DE REFERENCIA PARA EL CÁLCULO DE UNA TARIFA FIJA (SIN EMISARIOS)

COSTES FIJOS DESNITRIFICACIÓN (€/m3) (1)			
ALTERNATIVA	40.1	40.2	40.3
DESNITRIFICACIÓN	0,025	0,025	0,030

RATIO DE AMORTIZACIÓN (€/m3) (2)			
ALTERNATIVA	40.1	40.2	40.3
Amortiz. Anual (€)	1.821.097	1.989.680	1.990.473
Volum. Salmuera (m3)	8.384.590	8.384.590	8.384.590
RATIO (€/m3)	0,22	0,24	0,24

COSTE FIJO TARIFA (€/m3) (1)+(2)			
ALTERNATIVA	40.1	40.2	40.3
TOTAL	0,242	0,262	0,267

14 PRIMERAS CONCLUSIONES

A la vista de los resultados obtenidos podemos obtener las siguientes conclusiones:

1. El importe de las inversiones para las opciones de 40.000 m³/d es del orden del **60 %** de las de las opciones de 80.000 m³/d.
2. La repercusión económica de los emisarios submarinos es relativamente pequeña (10 % al norte y 3% al sur) frente a la magnitud del resto de inversiones.
3. Dentro de la serie “80”, la alternativa **80.2** (vertido 100 % sur) es la más desfavorable, siendo las otras dos muy similares.
4. En la serie “40”, la alternativa **40.3** (vertido 60 % sur y 40% norte) es la de mayor importe, siendo las otras 2 prácticamente idénticas.
5. Los costes fijos de la desnitrificación oscilan entre **2-3** céntimos de €/m³ para la serie de alternativas “80”, y entre **3 y 4** para las de la serie “40”.
6. Los costes de amortización (vida útil de 30 años) resultan en torno a los **21** céntimos de €/m³ para la serie “80” y a los **25** para la serie “40”.
7. El coste variable de la desnitrificación resulta constante de **32** céntimos de €/m³ para todas las alternativas, aunque dependerá de la concentración real de nitratos en la salmuera de entrada a las plantas. La hipótesis considerada en el estudio es de **600 mg/l**.

NOTA: los costes están referidos a los m³ de salmuera inyectados y tratados en el sistema.

Es importante no perder de vista que las alternativas de la serie “80” permiten aprovechar **50.307.537 m³/año** para riego, procedentes de los recursos subterráneos del Campo de Cartagena, y lo mismo, con **25.153.770 m³/año** las de la serie “40”.

Sin estas inversiones, estos volúmenes son escasamente aprovechables si no se mezclan con otras fuentes de mejor calidad, dada su alta conductividad y contenido en nitratos.

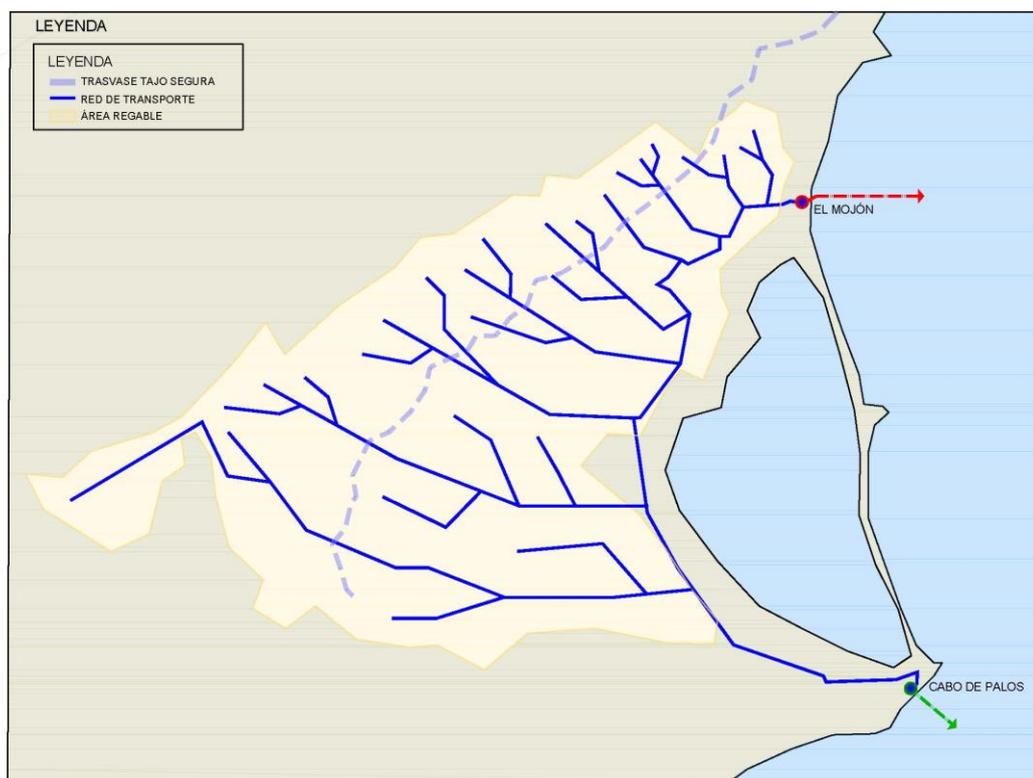
15 DESALOBRACIÓN SECUNDARIA

15.01 INFORMACIÓN PREVIA

La salmuera inyectada en la red por los usuarios de las desalobradoras particulares tiene una conductividad del orden de $20.000 \mu\text{S}/\text{cm}$, por lo que sigue siendo bastante inferior a la del agua de mar ($50.000 \mu\text{S}/\text{cm}$). Esta circunstancia invita a estudiar la viabilidad económica de llevar a cabo una desalobración secundaria, de forma adicional a la desnitrificación, con el objeto de incorporar el agua “recuperada” al sistema de distribución de riego de la CRCC (Canal del Trasvase).

Ello implicaría realizar una nueva impulsión para llevar el agua desalobrada desde la salida de la planta hasta el Canal del Trasvase, que se encuentra a la cota 74 msnm.

En este estudio **sólo se ha analizado la desalobración en las alternativas de vertido Norte** por la ubicación geográfica del Canal, que hace inviable económicamente (como se justifica en el capítulo siguiente) la impulsión desde otros puntos más lejanos.



Se ha incluido la posibilidad de que la desalobración sea previa o posterior a la desnitrificación, lo que afecta al diseño de su pretratamiento y, por tanto, a sus costes de inversión y explotación.

También afectará al grado de desnitrificación a llevar a cabo en las plantas de tratamiento, como se

verá a continuación.

Se ha previsto en el análisis que las plantas de desalobración tengan un carácter modular para poder optimizar su funcionamiento y ampliar la capacidad de producción en función de las necesidades.

El análisis específico de este tratamiento de desalobración secundaria ha sido desarrollado por la empresa **IASUR**, que cuenta con más de 20 años de experiencia (nacional e internacional) en el sector de la desalación, y cuyas premisas y conclusiones principales se incorporan en el presente apartado.

Se adjunta el documento completo de **IASUR** como ANEJO 04 de nuestro estudio de alternativas.

15.02 BASES DE DISEÑO

La planta de recuperación de salmueras se ha analizado para tratar un caudal máximo diario de 80.000 m³/d dividida en cuatro módulos de 20.000 m³/d de entrada.

La tecnología elegida para la planta de reutilización es la ósmosis inversa. El agua tratada será reutilizada como agua para riego. Dada la variabilidad que existirá en la composición química del influente y a falta de caracterizar en detalle cuál será su rango de variabilidad, se va a considerar una conversión nominal de operación de la instalación de ósmosis inversa del **45 %**. El diseño propuesto es capaz de operar hasta un máximo del 50% de recuperación.

Es importante aclarar que, pese a tratarse de una instalación de agua salobre, la conversión nominal se ha fijado en un 45 % (50 % máximo) debido a la naturaleza del influente: rechazo de desalobradoras.

Estas aguas presentan un alto carácter incrustante dado que sus sales ya han sido previamente concentradas de manera artificial, por lo que, ni siquiera mediante dosificación de anti incrustantes y control de pH es posible controlar la precipitación de ciertas sales altamente insolubles como el fosfato cálcico.

15.03 CARACTERIZACIÓN DE AGUA BRUTA

Por otra parte y dado que es necesario realizar un proceso de desnitrificación, aguas arriba o aguas abajo de la planta de reutilización, que permita reducir el contenido en nitratos en el efluente final para su posterior vertido al mar, se van a considerar dos tipos de influentes con un contenido en nitratos diferentes. El valor límite de emisión fijado por la Consejería de Empleo, Universidades, Empresa y Medio Ambiente de la Región de Murcia para autorizaciones de vertido al mar desde tierra para nitratos NO₃⁻ es actualmente de **85 mg/l**.

Teniendo en cuenta los análisis disponibles y la posible existencia de un tratamiento previo de desnitrificación se va a considerar la siguiente composición química del agua como referencia para el diseño de la instalación:

Parámetro	SIN desnitrificación previa	CON desnitrificación previa	Ud.
Sólidos totales disueltos (TDS)	16.106	15.546	mg/L
Temperatura	20	20	°C
Conductividad 25°C	21.475	20.877	µS/cm
pH	7,7	7,7	mg/L
Amonio - NH ₄	<0,4	<0,4	mg/L
Potasio - K	37,1	37,1	mg/L
Sodio - Na	2.822	2.822	mg/L
Magnesio - Mg	907	907	mg/L
Calcio - Ca	1.181	1.181	mg/L
Cloruros - Cl	5.091	5.091	mg/L
Sulfatos - SO ₄	4.511	4.511	mg/L
Nitratos - NO ₃	600	40	mg/L
Carbonatos - CO ₃	9,1	9,1	mg/L
Bicarbonatos - HCO ₃	946	946	mg/L
Boro - B	1,70	1,70	mg/L

Tabla 32: Análisis tipo para el diseño de la instalación desalobración secundaria.

Nota: A nivel de nitratos, se ha considerado una entrada máxima de nitratos de 600 mg/l en el influente sin desnitrificar (superior al de los análisis de referencia) y de 40 mg/l en el caso de que exista un proceso de desnitrificación previo. El valor de 600 mg/l se ha estimado como máximo considerando un contenido de 150 mg/l en el acuífero y una conversión de operación de las desalobradoras del 75%.

15.04 CARACTERIZACIÓN DEL EFLUENTE

Para obtener la caracterización química del vertido se ha partido del análisis de agua bruta considerado para el diseño de la instalación teniendo en cuenta tanto la conversión nominal de operación, 45 %, como la conversión máxima de diseño, 50 %, así como el contenido en nitratos del influente en función de la existencia o no de una etapa previa de desnitrificación.

Parámetro	SIN desnitrificación previa	CON desnitrificación previa	Ud.
Conversión de operación	50-45%	50-45%	
Sólidos totales disueltos (TDS)	32.018 - 29.128	30.865 - 28.081	mg/L
Temperatura	20	20	°C
Conductividad 25°C	39.570 - 36.440	38.421 - 35.365	μS/cm
pH	7,9	7,9	
Amonio - NH ₄	<0,4	<0,4	mg/L
Potasio - K	73,3 - 66,7	73,0 - 66,5	mg/L
Sodio - Na	5.597 - 5.093	5.585 - 5.083	mg/L
Magnesio - Mg	1.809 - 1.645	1.808 - 1.644	mg/L
Calcio - Ca	2.355 - 2.142	2.354 - 2.141	mg/L
Cloruros - Cl	10.117 - 9.204	10.097 - 9.188	mg/L
Sulfatos - SO ₄	8.996 - 8.181	8.989 - 8.175	mg/L
Nitratos - NO ₃	1.180 - 1.076	79 - 68	mg/L
Carbonatos - CO ₃	22 - 19	22 - 19	mg/L
Bicarbonatos - HCO ₃	1.860 - 1.700	1.859 - 1.695	mg/L
Boro - B	2,4 - 2,3	2,3 - 2,2	mg/L

Tabla 33: Caracterización química del efluente en desalobración secundaria

15.05 COSTES DE INVERSIÓN

15.05.01 COSTES DE INVERSIÓN DE LA PLANTA MODULAR DE IASUR

Los costes de inversión estimados en el estudio de IASUR para la construcción de las distintas opciones estudiadas (anteriores o posteriores a la desnitrificación), son las siguientes:

CAPACIDAD DE TRATAMIENTO m ³ /día	20.000	40.000	60.000	80.000
CAPACIDAD DE PRODUCCIÓN m ³ /día	9.000	18.000	27.000	36.000
Equipos pre-tratamiento	1.339.000 €	1.855.000 €	2.372.000 €	2.888.000 €
Equipos ósmosis inversa	1.414.000 €	2.297.000 €	3.180.000 €	4.063.000 €
Bombeo de agua tratada	146.000 €	188.000 €	230.000 €	273.000 €
Electricidad y control	505.000 €	700.000 €	895.000 €	1.090.000 €
Obras civiles	430.000 €	480.000 €	530.000 €	580.000 €
TOTAL	3.834.000 €	5.520.000 €	7.207.000 €	8.894.000 €
Ratio de inversión (respecto a capacidad de tratamiento)	192 €/m ³ /día	138 €/m ³ /día	120 €/m ³ /día	111 €/m ³ /día
Ratio de inversión (respecto a capacidad de producción)	426 €/m ³ /día	307 €/m ³ /día	267 €/m ³ /día	247 €/m ³ /día

Tabla 34: Costes de inversión desalobración secundaria. Instalación SIN desnitrificación previa.

CAPACIDAD DE TRATAMIENTO m ³ /día	20.000	40.000	60.000	80.000
CAPACIDAD DE PRODUCCIÓN m ³ /día	9.000	18.000	27.000	36.000
Equipos pre-tratamiento	1.963.000 €	3.048.000 €	4.133.000 €	5.217.000 €
Equipos ósmosis inversa	1.465.000 €	2.400.000 €	3.335.000 €	4.269.000 €
Bombeo de agua tratada	146.000 €	188.000 €	230.000 €	273.000 €
Electricidad y control	505.000 €	700.000 €	895.000 €	1.090.000 €
Obras civiles	670.000 €	740.000 €	810.000 €	880.000 €
TOTAL	4.749.000 €	7.076.000 €	9.403.000 €	11.729.000 €
Ratio de inversión (respecto a capacidad de tratamiento)	237 €/m ³ /día	177 €/m ³ /día	157 €/m ³ /día	147 €/m ³ /día
Ratio de inversión (respecto a capacidad de producción)	528 €/m ³ /día	393 €/m ³ /día	348 €/m ³ /día	326 €/m ³ /día

Tabla 35: Costes de inversión desalobración secundaria. Instalación CON desnitrificación previa.

Aunque lo habitual es que para mayores capacidades, los ratios de inversión resulten mejores, en este caso, existen menores diferencias de las habituales. Las razones que justifican esto son las siguientes:

- La instalación está dimensionada para la máxima capacidad de tratamiento posible, (80.000 m³/día de influente) por lo que ciertas partes del proceso (colectores, depósitos, etc.) y obras civiles resultan sobredimensionadas para capacidades inferiores.
- El criterio seguido a la hora de incluir equipos de reserva que permitan garantizar una operación continua (normalmente un equipo en reserva por equipo instalado) tiene un impacto económico mucho mayor para capacidades inferiores.

Como conclusión principal se deduce que **desnitrificar previamente encarece las plantas de desalobración**, al tener que incluir un pretratamiento adicional por la contaminación orgánica que resulta del proceso de desnitrificación.

15.06 COSTES DE EXPLOTACIÓN

15.06.01 CONSIDERACIONES INICIALES

Para el cálculo de los costes relacionados con la explotación de la planta se ha considerado una conversión global de operación del **45 %**.

Otra variable importante a tener en cuenta es el **factor de funcionamiento anual** de las plantas, es decir, la relación entre el caudal realmente tratado y su capacidad máxima de tratamiento.

Cuanto mayor sea ese coeficiente, más ajustados estarán los ratios de coste/m³ tratado, ya que los costes fijos de explotación se reparten entre un volumen mayor de agua producto.

En el caso de este estudio de alternativas, donde el caudal de agua a tratar es muy variable en función del mes del año y hay muy poca capacidad de regulación previa, a la hora de dimensionar las plantas de desalobración se pueden seguir dos criterios, según los objetivos que se persigan:

1. **Maximizar el volumen tratado**, dimensionando para los caudales punta pero teniendo, por contra, factores de funcionamiento bajos.
2. **Optimizar los costes de explotación**, a cambio de no poder recuperar para riego todos los caudales disponibles en la red de captación.

Para poder encontrar el tamaño óptimo sería necesario asignar un valor al agua recuperada y realizar un estudio económico específico comparando costes de inversión y explotación con ese valor recuperable.

En el **ANEJO 04** específico de puede consultarse el desarrollo completo del análisis realizado para determinar la afección del factor de funcionamiento a los costes de explotación. Motivado todo ello por la forma de la curva de caudales disponibles procedentes de las desalobradoras particulares.

En la siguiente tabla puede verse la relación entre el tamaño de la planta y su efecto en el factor de funcionamiento:

Capacidad planta (m3/d)	Máxima capacidad teórica planta (m3/año)	Caudal de desalobradoras particulares (m3/año)	CAUDAL REALMENTE TRATADO (m3/año)	CAUDAL NO TRATADO (m3/año)	AGUA RECUPERADA (m3/año)	PÉRDIDA PRODUCCIÓN m3/año	EFLUENTE FINAL (m3/año)	FACTOR DE FUNCIONAMIENTO
100% Aprovechamientos Subterráneos								
20.000	7.300.000	16.769.179	6.898.459	9.870.720	3.104.307	4.441.824	13.664.872	94%
40.000	14.600.000		12.100.160	4.669.019	5.445.072	2.101.059	11.324.107	83%
60.000	21.900.000		15.391.941	1.377.238	6.926.373	619.757	9.842.806	70%
80.000	29.200.000		16.746.964	22.215	7.536.134	9.997	9.233.045	57%
50% Aprovechamientos Subterráneos								
20.000	7.300.000	8.384.590	6.050.080	2.334.509	2.722.536	1.050.529	5.662.053	83%
40.000	14.600.000		8.373.482	11.107	3.768.067	4.998	4.616.523	57%

Tabla 36: Desalobración secundaria. Relación entre el tamaño de la planta y el factor de funcionamiento

CONCLUSIÓN PRINCIPAL: Cuanto mayor es la planta mayor es el caudal realmente tratado pero más rápidamente baja el factor de funcionamiento, es decir, más “desaprovechadas” se quedan las instalaciones.

Los costes se dividen entre fijos y variables.

Es importante señalar que la energía es el factor más importante a considerar tanto a nivel de costes fijos (término de potencia) como de variables (término de energía). No obstante, con el objeto de simplificar el estudio, se ha decidido tratar la energía como un coste puramente variable a partir de valores medios del mercado energético en los últimos años. Se ha considerado un coste específico de

la energía de **0,075 €/kWh**.

15.06.02 COSTES FIJOS

Los costes fijos considerados para la operación de la planta desalobradoradora incluyen los siguientes apartados:

- Personal.
- Análisis en laboratorios acreditados externos.
- Seguros.
- Mantenimiento preventivo y normativo.
- Plan de vigilancia ambiental.
- Administración.
- Impuestos y tasas.
- Varios.

Estos costes son independientes de la ubicación de la planta respecto a la desnitrificación y del factor de funcionamiento de la propia planta, es decir, existirán de forma permanente aunque se trabaje muy por debajo de sus capacidades máximas de producción.

La repercusión del coste fijo por m³ tratado será menor cuanto mayor sea el volumen de agua desalobrada.

COSTES FIJOS						
CAPACIDAD PLANTA (m ³ /d)	20.000		40.000		60.000	80.000
MÁXIMA CAPACIDAD TRATAMIENTO (hm ³ /año)	7,30		14,60		21,90	29,20
USO RECURSOS SUBTERRÁNEOS	100%	50%	100%	50%	100%	100%
VOLUMEN TRATAMIENTO REAL (hm ³ /año)	6,90	6,05	12,10	8,37	15,39	16,75
PRODUCCIÓN ANUAL (hm ³ /año)	3,10	2,72	5,45	3,77	6,93	7,54
FACTOR UTILIZACIÓN PLANTA	94%	83%	83%	57%	70%	57%
CONVERSIÓN:	45%					
Concepto	Coste específico €/m ³					
COSTES FIJOS	0,15	0,17	0,10	0,14	0,09	0,09

Tabla 37: Desalobración secundaria. Costes fijos en función del tamaño y caudal.

CONCLUSIÓN PRINCIPAL: como se preveía, cuanto mayor es la planta más bajo es el coste fijo, al recuperarse un volumen mayor de agua. Por el contrario, peor es el factor de funcionamiento de la

planta.

15.06.03 COSTES VARIABLES

Los costes variables relacionados con la operación de la planta son fundamentalmente los siguientes:

- Productos químicos, tanto de operación como de limpieza química de membranas de ósmosis inversa.
- Reposiciones, en especial de membranas de ósmosis inversa y filtros de cartucho.
- Mantenimiento correctivo.
- Energía. Como se ha indicado en la introducción de este capítulo, con el fin de simplificar este estudio en la fase de Anteproyecto se ha estimado que toda la energía es un coste variable.

15.06.04 RESUMEN DE COSTES DE EXPLOTACIÓN

Se resumen en las siguientes tablas los costes de explotación fijos y variables para las diferentes capacidades de tratamiento y para las dos opciones de calidad del influente. El coste específico indicado (€/m³) está referido al volumen anual de producción. Los datos están extraídos del ANEJO 04:

SIN DESNITRIFICACIÓN PREVIA						
CAPACIDAD PLANTA (m ³ /d)	20.000		40.000		60.000	80.000
MÁXIMA CAPACIDAD TRATAMIENTO (hm ³ /año)	7,30		14,60		21,90	29,20
USO RECURSOS SUBTERRÁNEOS	100%	50%	100%	50%	100%	100%
VOLUMEN TRATAMIENTO REAL (hm ³ /año)	6,90	6,05	12,10	8,37	15,39	16,75
PRODUCCIÓN ANUAL (hm ³ /año)	3,10	2,72	5,45	3,77	6,93	7,54
FACTOR UTILIZACIÓN PLANTA	94%	83%	83%	57%	70%	57%
CONVERSIÓN	45%					
Concepto	Coste específico €/m ³					
COSTES FIJOS	0,15	0,17	0,10	0,14	0,09	0,09
COSTES VARIABLES	0,0650 €	0,0650 €	0,0650 €	0,0650 €	0,0650 €	0,0650 €
COSTES ENERGÍA	0,1365 €	0,1365 €	0,1365 €	0,1365 €	0,1365 €	0,1365 €
TOTAL COSTES VARIABLES	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20
COSTE TOTAL	0,35	0,37	0,30	0,34	0,29	0,29

Tabla 38: Desalobración secundaria. Costes fijos en función del tamaño y el caudal.

CON DESNITRIFICACIÓN PREVIA						
CAPACIDAD PLANTA (m3/d)	20.000		40.000		60.000	80.000
MÁXIMA CAPACIDAD TRATAMIENTO (hm3/año)	7,30		14,60		21,90	29,20
USO RECURSOS SUBTERRÁNEOS	100%	50%	100%	50%	100%	100%
VOLUMEN TRATAMIENTO REAL (hm3/año)	6,90	6,05	12,10	8,37	15,39	16,75
PRODUCCIÓN ANUAL (hm3/año)	3,10	2,72	5,45	3,77	6,93	7,54
FACTOR UTILIZACIÓN PLANTA	94%	83%	83%	57%	70%	57%
CONVERSIÓN 45%						
Concepto	Coste específico €/m3					
COSTES FIJOS	0,15	0,17	0,10	0,14	0,09	0,09
COSTES VARIABLES	0,1000 €	0,1000 €	0,1000 €	0,1000 €	0,1000 €	0,1000 €
COSTES ENERGÍA	0,1350 €	0,1350 €	0,1350 €	0,1350 €	0,1350 €	0,1350 €
TOTAL COSTES VARIABLES	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24
COSTE TOTAL	0,39	0,41	0,33	0,38	0,33	0,33

Tabla 39: Desalobración secundaria. Costes de explotación. Instalación CON desnitrificación previa.

Capacidad planta (m3/d)	Máxima capacidad teórica planta (m3/año)	Caudal de desalobradoras particulares (m3/año)	CAUDAL REALMENTE TRATADO (m3/año)	CAUDAL NO TRATADO (m3/año)	AGUA RECUPERADA (m3/año)	PÉRDIDA PRODUCCIÓN m3/año	EFLUENTE FINAL (m3/año)	FACTOR DE FUNCIONAMIENTO
100% Aprovechamientos Subterráneos								
20.000	7.300.000	16.769.179	6.898.459	9.870.720	3.104.307	4.441.824	13.664.872	94%
40.000	14.600.000		12.100.160	4.669.019	5.445.072	2.101.059	11.324.107	83%
60.000	21.900.000		15.391.941	1.377.238	6.926.373	619.757	9.842.806	70%
80.000	29.200.000		16.746.964	22.215	7.536.134	9.997	9.233.045	57%
50% Aprovechamientos Subterráneos								
20.000	7.300.000	8.384.590	6.050.080	2.334.509	2.722.536	1.050.529	5.662.053	83%
40.000	14.600.000		8.373.482	11.107	3.768.067	4.998	4.616.523	57%

Tabla 40: Desalobración secundaria. Relación entre el tamaño de la planta y el factor de funcionamiento.

CONCLUSIONES PRINCIPALES:

- Si el tratamiento de desnitrificación se realiza de forma previa, los costes variables de explotación suben, como también lo hacían los costes de inversión.
- El tamaño de la planta apenas afecta a los costes variables.

15.07 COSTE DE LOS TERRENOS NECESARIOS

Se calcula que se requerirá una parcela de entre **0,8** y **1,0** hectáreas para albergar las instalaciones cuando no exista una etapa previa de desnitrificación y entre **1,1** y **1,3** hectáreas cuando sí exista. Adoptaremos 1 y 1,3 para quedar del lado de la seguridad.

Considerando el coste de adquisición de los terrenos en la zona Norte del Mojón en 25 €/m², resultan **275.000 €** si no hay desnitrificación previa y **325.000 €** si la hay.

15.08 RESUMEN DE COSTES

Analizando en primer lugar cuando no hay desnitrificación previa:

COSTES DE INVERSIÓN SIN DESNITRIFICACIÓN PREVIA				
CAPACIDAD PLANTA (m3/d)	20.000	40.000	60.000	80.000
TOTAL PEM	3.834.000	5.520.000	7.207.000	8.894.000
GG + BI (19%)	728.460	1.048.800	1.369.330	1.689.860
TERRENOS	275.000	275.000	275.000	275.000
PEC sin IVA	4.837.460	6.843.800	8.851.330	10.858.860
IVA (21%)	773.994	1.095.008	1.416.213	1.737.418
COSTE TOTAL	5.611.454	7.938.808	10.267.543	12.596.278

Tabla 41: Costes de inversión desalobradoras SIN desnitrificación previa.

Se ha calculado el coste de amortización de las infraestructuras para un periodo de vida útil de 20 años (hay una componente muy importante de tecnología y equipos frente a las plantas de desnitrificación, en las que consideramos 30 años) con el objeto de estimar, junto con los costes fijos de la desnitrificación, una **tarifa fija unitaria** para aquellos usuarios que quieran estar conectados a la red de captación de salmuera.

COSTES DE AMORTIZACIÓN (€/año): 20 años			
20.000	40.000	60.000	80.000
228.123 €	328.440 €	428.817 €	529.193 €

Tabla 42: Costes de amortización desalobradoras SIN desnitrificación previa.

DATOS DE REFERENCIA PARA EL CÁLCULO DE UNA TARIFA FIJA						
COSTES FIJOS DESALOBRACIÓN (€/m3) (1)						
CAPACIDAD PLANTA (m3/d)	20.000		40.000		60.000	80.000
USO RECURSOS SUBTERRÁNEOS	100%	50%	100%	50%	100%	100%
COSTE FIJO (€/m3)	0,15	0,17	0,10	0,14	0,09	0,09
RATIO DE AMORTIZACIÓN (€/m3) (2)						
CAPACIDAD PLANTA (m3/d)	20.000		40.000		60.000	80.000
USO RECURSOS SUBTERRÁNEOS	100%	50%	100%	50%	100%	100%
Amortiz. Anual (€)	228.123,00 €	228.123	328.440	328.440	428.817	529.193
Volumen Recuperado (m3/año)	3.104.307	2.722.536	5.445.072	3.768.067	6.926.373	7.536.134
COSTE FIJO (€/m3)	0,07	0,08	0,06	0,09	0,06	0,07
CÁLCULO DE LA TARIFA FIJA (€/m3) (1)+(2)						
CAPACIDAD PLANTA (m3/d)	20.000		40.000		60.000	80.000
USO RECURSOS SUBTERRÁNEOS	100%	50%	100%	50%	100%	100%
TARIFA FIJA (€/m3)	0,22	0,26	0,16	0,23	0,15	0,16

Tabla 43: Cálculo de Tarifa Fija para desalobración SIN desnitrificación previa.

COSTE TOTAL DESALOBRAJAS SIN DESNITRIF. PREVIA (€/m ³)						
CAPACIDAD PLANTA (m ³ /d)	20.000		40.000		60.000	80.000
USO RECURSOS SUBTERRÁNEOS	100%	50%	100%	50%	100%	100%
COSTE FIJO (€/m ³)	0,150 €	0,171 €	0,099 €	0,143 €	0,092 €	0,093 €
COSTE VARIABLE (€/m ³)	0,202 €	0,202 €	0,202 €	0,202 €	0,202 €	0,202 €
TOTAL (€/m³)	0,352 €	0,373 €	0,300 €	0,344 €	0,293 €	0,294 €

COSTE TOTAL DESALOBRAJAS SIN DESNITRIF. PREVIA INCLUIDA AMORTIZACIÓN (€/m ³)						
CAPACIDAD PLANTA (m ³ /d)	20.000		40.000		60.000	80.000
USO RECURSOS SUBTERRÁNEOS	100%	50%	100%	50%	100%	100%
TARIFA FIJA (€/m ³)	0,224 €	0,255 €	0,159 €	0,230 €	0,154 €	0,163 €
COSTE VARIABLE (€/m ³)	0,202 €	0,202 €	0,202 €	0,202 €	0,202 €	0,202 €
TOTAL (€/m³)	0,425 €	0,457 €	0,361 €	0,432 €	0,355 €	0,365 €

Tabla 44: Costes totales para desalobraci3n SIN desnitrificaci3n previa, con y sin amortizaci3n.

De igual forma para el caso de desalobraci3n CON desnitrificaci3n previa:

COSTES DE INVERSI3N CON DESNITRIFICACI3N PREVIA				
CAPACIDAD PLANTA (m ³ /d)	20.000	40.000	60.000	80.000
TOTAL PEM	4.749.000	7.076.000	9.403.000	11.729.000
GG + BI (19%)	902.310	1.344.440	1.786.570	2.228.510
TERRENOS	275.000	275.000	275.000	275.000
PEC sin IVA	5.926.310	8.695.440	11.464.570	14.232.510
IVA (21%)	948.210	1.391.270	1.834.331	2.277.202
COSTE TOTAL	6.874.520	10.086.710	13.298.901	16.509.712

Tabla 45: Costes de inversi3n desalobradoras CON desnitrificaci3n previa.

COSTES DE AMORTIZACI3N (€/a3o): 20 a3os			
20.000	40.000	60.000	80.000
282.566 €	421.022 €	559.479 €	697.876 €

Tabla 46: Costes de amortizaci3n desalobradoras CON desnitrificaci3n previa.

DATOS DE REFERENCIA PARA EL C3LCULO DE UNA TARIFA FIJA						
COSTES FIJOS DESALOBRAJAS (€/m ³) (1)						
CAPACIDAD PLANTA (m ³ /d)	20.000		40.000		60.000	80.000
USO RECURSOS SUBTERRÁNEOS	100%	50%	100%	50%	100%	100%
COSTE FIJO (€/m³)	0,15	0,17	0,10	0,14	0,09	0,09

RATIO DE AMORTIZACI3N (€/m ³) (2)						
CAPACIDAD PLANTA (m ³ /d)	20.000		40.000		60.000	80.000
USO RECURSOS SUBTERRÁNEOS	100%	50%	100%	50%	100%	100%
Amortiz. Anual (€)	282.565,50 €	282.566	421.022	421.022	559.479	697.876
Volumen Recuperado (m³/a3o)	3.104.307	2.722.536	5.445.072	3.768.067	6.926.373	7.536.134
COSTE FIJO (€/m³)	0,09	0,10	0,08	0,11	0,08	0,09

C3LCULO DE LA TARIFA FIJA (€/m ³) (1)+(2)						
CAPACIDAD PLANTA (m ³ /d)	20.000		40.000		60.000	80.000
USO RECURSOS SUBTERRÁNEOS	100%	50%	100%	50%	100%	100%
TARIFA FIJA (€/m³)	0,24	0,28	0,18	0,25	0,17	0,19

Tabla 47: C3lculo de Tarifa Fija para desalobraci3n CON desnitrificaci3n previa.

COSTE TOTAL DESALOBRACIÓN CON DESNITRIF. PREVIA (€/m ³)						
CAPACIDAD PLANTA (m ³ /d)	20.000		40.000		60.000	80.000
USO RECURSOS SUBTERRÁNEOS	100%	50%	100%	50%	100%	100%
COSTE FIJO (€/m ³)	0,150 €	0,171 €	0,099 €	0,143 €	0,092 €	0,093 €
COSTE VARIABLE (€/m ³)	0,235 €	0,235 €	0,235 €	0,235 €	0,235 €	0,235 €
TOTAL (€/m³)	0,385 €	0,406 €	0,334 €	0,378 €	0,327 €	0,328 €

COSTE TOTAL DESALOBRACIÓN CON DESNITRIF. PREVIA INCLUIDA AMORTIZACIÓN (€/m ³)						
CAPACIDAD PLANTA (m ³ /d)	20.000		40.000		60.000	80.000
USO RECURSOS SUBTERRÁNEOS	100%	50%	100%	50%	100%	100%
TARIFA FIJA (€/m ³)	0,241 €	0,275 €	0,176 €	0,255 €	0,173 €	0,185 €
COSTE VARIABLE (€/m ³)	0,235 €	0,235 €	0,235 €	0,235 €	0,235 €	0,235 €
TOTAL (€/m³)	0,476 €	0,510 €	0,411 €	0,490 €	0,408 €	0,420 €

Tabla 48: Costes totales para desalobración CON desnitrificación previa, con y sin amortización.

15.09 EFECTOS EN LA DESNITRIFICACIÓN

Introducir un proceso de desalobración secundaria en el sistema implica una **afección directa** al proceso de desnitrificación estudiado en apartados anteriores, en concreto, **a sus costes variables** de explotación.

Esto sucede de distinta forma en función de si la desalobración es previa o posterior a la desnitrificación (este fenómeno ya se explicó en el apartado 8.2.2 del estudio).

Si la desalobración es **previa**, la planta de desnitrificación recibirá un caudal más pequeño (el 55 % del previsto) pero con una concentración de nitratos mucho mayor (un 55 % más, caso **DN 2**). El coste variable unitario de desnitrificación es mucho mayor pero **el coste total del periodo es el mismo**, ya que el volumen se reduce en la misma proporción que aumenta la concentración.

Si la desalobración es **posterior** la reducción de nitratos a realizar deberá tener en cuenta que la concentración de nitratos del rechazo de la desalobración cumpla con los límites establecidos por Medio Ambiente (85 mg/l, caso **DN 3**):

ESCENARIO DESNITRIFICACIÓN	DESALOBRACIÓN PREVIA	DESALOBRACIÓN POSTERIOR	NO ₃ mg/l (ENTRADA)	NO ₃ mg/l (SALIDA)	REDUCCIÓN
DN 1	NO	NO	600	85	86%
DN 2	SÍ	NO	1.100	85	93%
DN 3	NO	SÍ	600	45	93%

Tabla 11: Alternativas grados de desnitrificación

En este último caso sí hay un incremento del coste variable de la desnitrificación, pues hay que aplicar más ácido acético para reducir la concentración de nitratos de entrada hasta los 45 mg/l.

ÁCIDO ACÉTICO						
Grado Desnitrificación	DN 3			DN 3		
Capacidad de la Planta (m3/d)	80.000	48.000	32.000	40.000	24.000	16.000
Coste acético (€/t)	615	615	615	615	615	615
Conc. Influyente (mg/l NO3-N)	135	135	135	135	135	135
Conc. Efluente (mg/l NO3-N)	10,1	10,1	10,1	10,1	10,1	10,1
Ratio consumo (kg acético/kg NO3-N)	4	4	4	4	4	4
Días operación/año	365	365	365	365	365	365
Coste ácido acético						
NO3-N desnitrificado (kg/d)	9.992	5.995	3.997	4.996	2.998	1.998
Consumo ácido acético puro (kg/d)	39.968	23.981	15.987	19.984	11.990	7.994
Coste diario (€/d)	24.580	14.748	9.832	12.290	7.374	4.916
Coste anual (€/año)	8.971.817	5.383.090	3.588.727	4.485.908	2.691.545	1.794.363
RATIO (€/m3)	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31

Tabla 49: Coste ácido acético, caso grado de desnitrificación DN 3

En definitiva supone un encarecimiento de **3 céntimos €/m3**.

15.10 CONCLUSIONES

Una vez obtenidos los distintos resultados podemos llegar a las siguientes conclusiones:

1. El coste total de la desalobración, incluida la amortización de las inversiones, se encuentra entre **36 y 51 céntimos** (según la opción) de € por cada m3 recuperado, en un orden de magnitud equiparable a los costes de desalación de agua marina. Habría que sumarle los costes de impulsión hasta el Canal del Tránsito, que se calculan en el apartado siguiente (entre **7 y 9 céntimos €/m3**).
2. Si la desalobración es posterior a la desnitrificación, el coste total se encarece entre un **12 y un 15 %**. También supone encarecer la desnitrificación **3 céntimos €/m3**
3. El coste unitario es menor si se considera la hipótesis de uso del 100 % de los recursos frente al 50 %: entre un **5 y un 12 %**.
4. La capacidad de tratamiento de la planta afecta al coste unitario pero no de forma significativa. Suponiendo un uso del **100 %** de los recursos, hay una diferencia de **6 céntimos de €/m3** entre la planta de 20.000 y la de 80.000 m3/d. para el caso del **50 %**, la diferencia entre la planta de 20.000 y 40.000 m3/d es de **2 céntimos de €/m3**.

16 INCORPORACIÓN AGUA PRODUCTO AL SISTEMA DE DISTRIBUCIÓN

El agua obtenida tras el tratamiento secundario de desalación debe ser transportada hacia el sistema hidráulico de distribución para su uso por la CRCC.

Se desarrolla, en el presente estudio, un único escenario en cuanto a la ubicación de la planta de desalación secundaria. Consideramos que la única localización viable es junto al tratamiento de desnitrificación situado al Norte, en las proximidades de El Mojón. Esta decisión se justifica atendiendo a los siguientes aspectos:

- Consideramos el Canal del Trasvase como único punto de destino viable del agua producto. Esta infraestructura permite vertebrar equitativamente la distribución de recursos hídricos a todos las áreas regables de la CRCC.
- Una planta desaladora cuyo rechazo fuese vertido a través del emisario sur, debería ser ubicada en un punto tal que permitiese el trazado de la impulsión de agua producto al Canal del Trasvase y, al mismo tiempo, que permitiese la recogida, por gravedad, de la red de captación. Es evidente que este punto no podría quedar en las proximidades de la costa de Cabo de Palos, por la enorme distancia que se genera, sino próximo a la parte sur del perímetro del área regable de la CRCC. Esta situación provocaría una rotura de carga de la red en este punto, impidiendo la llegada por gravedad del efluente hasta el punto de vertido.
- Solo la ubicación en el área de El Mojón permite utilizar el emisario para verter por gravedad y minimizar la longitud de la impulsión hacia el canal. Cualquier otra posición llevará un incremento de la longitud de la impulsión y, por lo tanto, de los coste de la inversión. Se ha propuesto un trazado desde el punto de tratamiento ubicado en la zona Norte hasta el Canal, resultando una longitud de 7,25 km.
- La ubicación de una posible planta de desalación, al Sur, requiere impulsar tanto el agua producto al canal como el rechazo hasta emisario considerado, también al Sur. Esto llevaría implícito un mayor coste de las impulsiones (se estima para ambas una longitud superior a los 30 km), con la desventaja añadida de que el agua producto sería vertida al Canal del trasvase en su extremo final (balsa de cola) lo que limitaría su uso a una parte considerable de la Comunidad de Regantes.

Las consideraciones expuestas nos llevan a descartar, a priori, cualquier otra ubicación que no sea la indicada al Norte, junto a la planta de desnitrificación y el emisario, en la zona de El Mojón.

El cuanto a la capacidad de tratamiento, atendemos a los dos escenarios considerados en este estudio de 40.000 y 80.000 m³/día.

Exponemos a continuación las dos soluciones planteadas.

16.01 IMPULSIÓN AGUA PRODUCTO PARA UNA CAPACIDAD DE 40.000 M³/DÍA

Partiendo de los datos expuestos en capítulos anteriores, los resultados obtenidos para este caso son los siguientes:

- Capacidad de producción de la Planta desalinizadora 40.000 m³/día.
- Punto geográfico de tratamiento: Área del Mojón (vertido del total de la Salmuera por el emisario Norte)
- Punto de destino del agua producto: Canal del Traslase Tajo-Segura (Cota +74,00)
- Sistema de transporte: Mediante impulsión y trazado de conducción en zanja.
- Longitud de la conducción: 7.247 m
- Altura manométrica de la impulsión:

Deberemos añadir, a la altura geométrica, las pérdidas de carga por rozamiento y por elementos singulares en la conducción. Ésta se calcula para una conducción de DN-560 mm en PN 10. Con un diámetro interior de 493,6 mm.

- Caudal a considerar en la impulsión: el volumen diario que debemos transportar coincide con la cantidad de agua producto recuperada. Para una planta que trata 40.000 m³ /día, el caudal máximo anual de agua producto que genera es el 45% de este volumen, es decir 18.000 m³/día. Suponiendo dificultades de espacio para tener mucha capacidad de regulación, podemos estimar un tiempo de funcionamiento de 20 h/diarias, lo que supone un caudal de 900 m³/hora, equivalente a 250 l/s
- Energía consumida por el transporte:

La energía consumida para la elevación se obtiene multiplicando los kW de potencia por el tiempo de funcionamiento.

La potencia requerida para la impulsión se obtiene aplicando la siguiente expresión:

$$Potencia(KW) = 0.736 \frac{Q \left(\frac{l}{s} \right) \times Hm(m)}{75 \text{ rendimiento Tot}}$$

Resultados de cálculo para este escenario:

NUDOS

TABLA DE RED - NUDOS				
	Cota	Demanda	Altura	Presión
ID Nudo	m	l/s	m	m
NUDO ASPIRACIÓN	4	0,00	3,99	-0,01
NUDO IMPULSIÓN	4	0,00	90,39	86,39
FINAL IMPULSIÓN	74	0,00	74,01	0,01
BALSA ASPIRACIÓN	4	-250,03	4,00	0,00
CANAL T-S	74	250,03	74,00	0,00

LÍNEAS

Tabla de Red - Líneas							
	Longitud	Diámetro	Rugosidad	Caudal	Velocidad	Pérd Unit	Factor de Fricción
ID Línea	m	mm	mm	l/s	m/s	m/km	
TUBERÍA ASPIRACIÓN	5	500	0,007	250,03	1,27	2,12	0,013
TUBERÍA IMPULSIÓN	7247	493,6	0,007	250,03	1,31	2,26	0,013
ENTRADA A CANAL	5	500	0,007	-250,03	1,27	2,12	0,013
BOMBA				250,03	0,00	-86,40	0,000

Características del bombeo:

IMPULSION	
Bombeo Altura manométrica (m)	86,39
Potencia equipos de bombeo (kW)	264,9
Rendimientos estimados bomba y Motor (Adm)	0,8
Caudal impulsado (m3/h)	900

Costes de inversión:

IMPULSION	
Impulsión	1.304.822,35 €
Estación y Equipos de bombeo	351.734,31 €
Total costes de inversión	1.656.556,66 €

Costes de anuales de elevación:

IMPULSION	
Vida útil de la inversión (años)	25
Tipo de Interés	3%
Precio estimado de la energía	0,09 €/kW
Costes Fijos Amortización	87.718,18
Costes Variables (Energía y Mantenimiento 5%)	232.216,00

Ratios en relación al volumen recuperados (agua producto):

IMPULSION	
Volumen anual recuperado (m3/año)	3.768.134
Costes totales = Costes fijos + costes variables (€/año)	319.934,18
Ratio: costes Totales /volumen recuperado (€/m3)	0,085

16.02 IMPULSIÓN AGUA PRODUCTO PARA UNA CAPACIDAD DE 80.000 M3/DÍA

De igual forma que el apartado anterior, los resultados obtenidos para este caso son:

- Capacidad de producción de la Planta desalinizadora 80.000 m3/día.
- Punto geográfico de tratamiento: Área del Mojón (vertido del total de la Salmuera por el emisario Norte)
- Punto de destino del agua producto: Canal del Traspase Tajo-Segura (Cota +74,00)
- Sistema de transporte: Mediante impulsión y trazado de conducción en zanja.
- Longitud de la conducción: 7.247 m
- Altura manométrica de la impulsión:

Deberemos añadir a la altura geométrica las pérdidas de carga por rozamiento y por elementos singulares en la conducción. Ésta se calcula para una conducción de DN-800 mm en PN 10. Con un diámetro interior de 705,2 mm.

- Caudal a considerar en la impulsión: el volumen diario que debemos transportar coincide con la cantidad de agua producto recuperada. Para una planta que trata 80.000 m3 /día, el caudal máximo anual de agua producto que genera es el 45% de esta volumen, es decir 36.000 m3/día. Suponiendo dificultades de espacio para tener mucha capacidad de regulación, podemos estimar un tiempo de funcionamiento de 20 h/diarias, lo que supone un caudal de 1.800 m3/hora, equivalente a 500 l/s

- Energía consumida por el transporte:

La energía consumida para la elevación se obtiene multiplicando los kW de potencia por el tiempo de funcionamiento.

La potencia requerida para la impulsión se obtiene aplicando la siguiente expresión:

$$Potencia(KW) = 0.736 \frac{Q \left(\frac{l}{s} \right) \times Hm(m)}{75 \text{ rendimiento Tot}}$$

Resultados de cálculo para este escenario:

NUDOS

TABLA DE RED - NUDOS				
	Cota	Demanda	Altura	Presión
ID Nudo	m	l/s	m	m
NUDO ASPIRACIÓN	4	0,00	3,99	-0,01
NUDO IMPULSIÓN	4	0,00	84,37	80,37
FINAL IMPULSIÓN	74	0,00	74,01	0,01
BALSA ASPIRACIÓN	4	-500	4,00	0,00
CANAL T-S	74	500	74,00	0,00

LÍNEAS

Tabla de Red - Líneas							
	Longitud	Diámetro	Rugosidad	Caudal	Velocidad	Pérd Unit	Factor de Fricción
ID Línea	m	mm	mm	l/s	m/s	m/km	
TUBERÍA ASPIRACIÓN	5	800	0,007	500	0,99	2,12	0,012
TUBERÍA IMPULSIÓN	7247	705,2	0,007	500	1,28	1,43	0,012
ENTRADA A CANAL	5	800	0,007	-500	0,99	2,12	0,012
BOMBA				500	0,00	-80,38	0,000

Características del bombeo:

IMPULSIÓN	
Bombeo Altura manométrica (m)	80,38
Potencia equipos de bombeo (kW)	492
Rendimientos estimados bomba y Motor (Adm)	0,8
Caudal impulsado (m3/h)	1800

Costes de inversión:

IMPULSIÓN	
Impulsión	2.198.123,81 €
Estación y Equipos de bombeo	447.241,28 €
Total costes de inversión	2.645.365,09 €

Costes de anuales de elevación:

IMPULSIÓN	
Vida útil de la inversión (años)	25
Tipo de Interés	3%
Precio estimado de la energía	0,09 €/kW
Costes Fijos Amortización	140.077,68 €
Costes Variables (Energía y Mantenimiento 5%)	411.575,33 €

Ratios en relación al volumen recuperados (agua producto):

IMPULSIÓN	
Volumen anual recuperado (m ³ /año)	7.536.134,00
Costes totales = Costes fijos + costes variables (€/año)	551.653,01
Ratio: costes Totales /volumen recuperado (€/m ³)	0,073

17 ALTERNATIVA PROPUESTA

A partir de las conclusiones principales del estudio, expuestas en el Resumen Ejecutivo, podemos hacer una aproximación al **escenario** en el que se enmarcaría la **alternativa óptima**, siendo conscientes de que no hay una solución única y concreta.

Nos parece claro que las opciones que incluyen el vertido de la salmuera desnitrificada al Sur del Mar Menor imposibilitan un hipotético aprovechamiento de dicha salmuera (mediante desalobración secundaria), dadas las enormes distancias de bombeo del agua recuperada hasta el Canal del Traslase.

Tampoco estas opciones de vertido Sur ofrecen ninguna otra ventaja significativa que pueda compensar esta merma comparativa, por lo que proponemos concentrarnos en las opciones de **vertido Norte**.

Existe una notable incertidumbre acerca de los caudales de funcionamiento reales que tendría el sistema ya que las decisiones de extracción de recursos de los acuíferos, y su tratamiento de desalobración o mezcla, depende de cada usuario y de la disponibilidad de otros recursos con distinta calidad y coste. Entendemos que deben cubrirse los escenarios más desfavorables de demanda, con el objeto de no limitar el completo aprovechamiento de los recursos subterráneos en periodos prolongados de sequía.

Además, una vez construida la red de captación y el emisario submarino, cualquier posible ampliación futura de los mismos (por no tener suficiente capacidad hidráulica) supondría inversiones muy cuantiosas y volver a enfrentarse a tramitaciones ambientales de incierta resolución.

Por ello, recomendamos que estas infraestructuras (red de captación y emisario submarino) se construyan considerando los escenarios de máxima demanda posible de entre los planteados en este estudio (**80.000 m³/d**).

En cuanto al tratamiento de desnitrificación, no hay experiencias contrastadas a la escala de los volúmenes que se plantean en este estudio, siendo el consumo de ácido acético el principal coste (**0,32 €/m³**). Por tanto, existe incertidumbre acerca de los rendimientos reales de eliminación de nitrógeno y consumo de reactivos, además de existir otras opciones de desnitrificación en origen (ver informe de la Cátedra de Agricultura Sostenible de la UPCT, **ANEJO 05**) con resultados muy prometedores, que deben tenerse en cuenta.

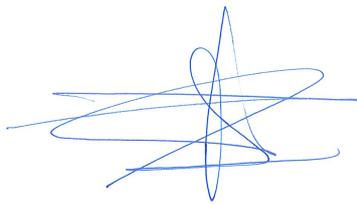
Por tanto, recomendamos que la planta de **desnitrificación** se diseñe de forma **modular**, previendo espacio para futuras ampliaciones pero con una capacidad de tratamiento inicial más reducida

(40.000 m³/d o inferior). De esta forma, la experiencia adquirida durante la explotación o el desarrollo de otros sistemas de reducción de nitratos podrá ser aprovechado y aplicado a sucesivas ampliaciones o adaptaciones de la planta de tratamiento.

De igual forma, para la desalobración secundaria proponemos que la implantación, de hacerse, sea modular. El constante desarrollo tecnológico, junto con la incertidumbre de los caudales demandados, invitan a realizar una implantación progresiva, actualizando periódicamente el análisis de la viabilidad económica del proceso.

En Lorca, a 22 de mayo de 2018

Autor del Estudio



Pedro Pascual Álvarez Giménez
Ingeniero Agrónomo

Autor del Estudio



Miguel Ángel Gimeno Martínez
ICCP

APÉNDICE 18.

ESTADO ACTUAL PRADERA DE POSIDONIA OCEÁNICA

1. ESTADO ACTUAL DE LA PRADERA DE POSIDONIA OCEANICA DEL MEDITERRÁNEO ADYACENTE AL MAR MENOR

1.1. Las praderas de *Posidonia oceanica*

Las praderas de *Posidonia oceanica* son consideradas como uno de los ecosistemas climáticos más importantes dentro del Mediterráneo, constituyendo un hábitat de gran complejidad estructural, generador de múltiples nichos ecológicos y con una gran productividad a nivel trófico, ofreciendo sustrato y refugio para multitud de especies, muchas de ellas con interés comercial. La existencia de praderas tiene un efecto directo sobre la generación de sedimentos en forma de bioclastos y la protección de las costas, ya que estas atenúan el oleaje y las corrientes menguando su efecto erosivo y favoreciendo la deposición del sedimento, además de la protección que generan los restos foliares depositados sobre las playas en las épocas otoñales, protegiéndolas así en los periodos de mayor influencia de temporales.

Posidonia oceanica es una fanerógama endémica del mediterráneo, fotófila y con una elevada producción primaria a nivel foliar, de 100 a 3.000 g de peso seco por m² y año, pero con un crecimiento bajo, del orden de 1 m cada 100 años (Bouderesque y Meinesz, 1991) por lo que tiende a colonizar las zonas en periodos de tiempo muy largos. Las especies asociadas a *Posidonia oceanica* presentan características fotófilas o esciáfilas, según si se desarrollan en el estrato foliar de la planta o en las zonas del rizoma, teniendo una clara influencia en estas la densidad de haces por m², que en las praderas más desarrolladas pueden llegar a suponer valores >1.000 haces/m² y > 10.000 hojas/m² lo que provoca una extinción de la luz en la zona del rizoma muy alta, permitiendo la aparición de organismos típicos de la comunidad coralígena. Además de *Posidonia oceanica*, son especies características de esta comunidad: las Rodofíceas *Fosliella farinosa* y *Rhodymenia sp*; las feofíceas del género *Castagnea sp*; los hidrozooes *Sertularia perpusilla*, *Campanularia asimetrica*, *Plumularia oblicua*; las esponjas *Sycon ciliatum* y *Dysisdea fragilis*; el molusco *Albania lineada*; los briozoos *Electra posidoniae* y *Schizobrachiella sanguinea*; el isópodo *Idothea sp*; los decápodos *Alpheus dentipes* y *Pilumnus hirtellus*; las ascidias *Halocynthia papillosa*, *Mycrocosmus sulcatus*; los equinodermos *Paracentrotus lividus*, *Sphaerechinus granularis*, *Holthuria sp*, *Asterina gibosa*, *Echinaster sepositus*; y los peces *Sarpa salpa*, *Syngnathus acus* y *Syngnathus typhle*. Esta biocenosis se encuentra en el piso infralitoral, sobre sustratos arenosos y rocosos la facie "III.5.1. *Pradera de *Posidonia oceanica*", que se corresponde con el tipo de hábitat prioritario 1120* Praderas de *Posidonia* (*Posidonion oceanicae*), de la Directiva Hábitats, Red Natura 2000, uno de los ecosistemas con mayor importancia del Mediterráneo (PGI, 2016), (Ruiz et al., 2015; Atlas Fanerógamas Marinas).

1.2. Estado de las Praderas del Mediterráneo Próximo al Mar Menor

Las praderas de *Posidonia oceánica* presentes en el levante español alcanzan unos desarrollos óptimos gracias a las condiciones ecológicas de la zona. Las características climatológicas particulares de Murcia y Alicante, caracterizadas por presentar unas precipitaciones muy escasas, condicionan de manera directa su oceanografía. Esta menor precipitación, respecto a zonas más desplazadas hacia el norte, se traduce en una menor afluencia de aguas continentales desde los ríos, y en un menor aporte terrígeno, que junto con la presencia de aguas más oligotróficas, con mayores índices de penetración de la luz, favorecen el desarrollo óptimo de las praderas (Ruiz et al., 2015; Atlas Fanerógamas Marinas). La extensión, la cobertura y la densidad de las praderas son indicadores del estado de conservación de las mismas, junto con la biodiversidad asociada, el grado de herbivoría y el número de organismos epífitos. Las

praderas, además, son un excelente bioindicadores del grado de impacto de carácter antrópico por la alta sensibilidad con la que responde ante impactos como pueden ser la contaminación, los vertidos urbanos, la acuicultura, los vertidos de desaladoras o las agresiones físicas como el fondeo, la pesca de arrastre, o los dragados para la generación de playas artificiales (Ruiz et al., 2015; Atlas Fanerógamas Marinas).

Según el Plan de Gestión Integral de los Espacios Protegidos del Mar Menor y la Franja Litoral Mediterránea de la Región de Murcia (2016), (PGI, 2016), Las praderas de *Posidonia* en el ámbito del proyecto, se distribuyen por toda la franja litoral Mediterránea, destacando por su extensión las de los sectores de la Franja Mediterránea Norte y de la Franja Litoral de Calblanque. Estas praderas presentan diversos grados de conservación (verde, excelente; azul, bueno; rosa, significativo; naranja, sin clasificar) que se muestran en la figura 3A. Las praderas presentan un estado general excelente. Las que presentan un peor estado de conservación, son principalmente las praderas presentes las zonas de cercana al canal de El Estacio donde se producen los intercambios de aguas con el Mar menor.



Figura 1. A) III.5.1. *Pradera de *Posidonia oceanica*. B) III.5.1.2. *Ecomorfosis de pradera de arrecife-barrera. Estado de conservación (Verde, excelente; azul, bueno; rosa, significativo; naranja, sin clasificar)(PGI, 2016).

Cabe destacar dentro de los hábitats que forman las praderas de *Posidonia oceanica*, en la zona de estudio, la biocenosis “III.5.1.2. *Ecomorfosis de pradera de arrecife-barrera” que se caracteriza por presentar una configuración espacial particular formando una estructura paralela a la costa de tipo arrecife-barrera, que genera unas condiciones hidrodinámicas más calmas. Se da en las zonas de la Franja Mediterránea Norte y de Cabo de Palos (Figura 3B) y presenta un alto grado de vulnerabilidad por su limitada extensión y singularidad, y al encontrarse en zonas con un elevado fondeo de embarcaciones y posibles actuaciones de obras costeras. (PGI, 2016).

Según las Ecocartografía del litoral español, que llevo a cabo la Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y el Mar, la UTE formada por las empresas HIDTMA e IBERINSA entre 2008 y 2009 (MAPAMA), se identifica en estas zonas, la aparición de praderas de *Posidonia*

Estudio de Impacto Ambiental. APÉNDICE 18. Estado *Posidonia oceánica* Mar Mediterráneo

oceanica con la presencia de *Caulerpa prolifera*. Principalmente en las zonas donde hay intercambio de aguas entre el Mediterráneo y el Mar Menor. Estas praderas pueden pertenecer a la asociación III.5.1.4 con *Caulerpa prolifera*. Esta asociación, también se observa en las cercanías del puerto de San Pedro del Pinatar.



#

- | | |
|-----------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Biocenosis de los Fondos Detríticos Costeros | Pradera de Cymodocea nodosa |
| Comunidad de Algas Esciáfitas Infralitorales en Régimen Calmo | Pradera de Posidonia oceanica |
| Comunidad de Algas Esciáfitas Infralitorales en Régimen Calmo con Facies de gorgonarios | Pradera de Posidonia oceanica con Cymodocea nodosa |
| Comunidad de Algas Fotófitas Infralitorales en Régimen Calmo | Pradera de Posidonia oceanica con facies de sustitución de Caulerpa prolifera |
| Comunidad de Algas Fotófitas en Régimen Batido | Pradera de Posidonia oceanica con facies de sustitución de Caulerpa prolifera-Caulerpa racemosa |
| Comunidad de Arenas Fangosas en Régimen Calmo | Pradera de Posidonia oceanica con facies de sustitución de Caulerpa racemosa |
| Comunidad de Arenas Finas Bien Calibradas | Pradera de Posidonia oceanica en regresión |
| Comunidad de Fondos Detríticos Enfangados | Pradera mixta Caulerpa prolifera-Caulerpa racemosa |
| Comunidad de Guijeros Infralitorales | Pradera mixta Cymodocea nodosa-Caulerpa prolifera |
| Fondos blandos muy contaminados | Pradera mixta Cymodocea nodosa-Caulerpa racemosa |
| Pradera de Caulerpa prolifera | Sin información |
| Pradera de Caulerpa prolifera sobre Tanatocenosis de Posidonia oceanica | Sustratos duros no vegetados |
| Pradera de Caulerpa racemosa | Tanatocenosis de Posidonia oceanica |
| Pradera de Caulerpa racemosa sobre Tanatocenosis de Posidonia oceanica | Zonas alteradas |

Figura 2. Comunidades presentes en el Mediterráneo. Ecocartografías del litoral español Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y el Mar (MAPAMA 2006 Alicante; 2008 y 2009 Murcia)

Las praderas presentes en la zona principalmente del Estacio podrían padecer una regresión en zonas influenciadas por las aguas procedentes del Mar Menor. Estas observaciones coinciden con informaciones recientes sobre el estado de las praderas adyacentes al canal de comunicación con el Mediterráneo. El estado actual de las comunidades de *Posidonia oceanica* del ámbito de estudio son realizadas por una serie de seguimientos y estudios sobre el conjunto de las praderas de la región de Murcia que serán analizados con más detalle en apartados posteriores.

1.3. Seguimientos y Presiones sobre las praderas de *Posidonia oceanica* en el ámbito del Proyecto

1.3.1. Estado de las praderas en la región de Alicante

Las praderas que aparecen en la región de Alicante son las que presentan un mejor estado de conservación dentro de la Comunidad Valenciana, favorecidas por los escasos aportes de los ríos y el menor aporte de fertilizantes agrícolas desde estos. Se disponen a lo largo de la costa con diferentes grados de desarrollo, según las características hidrodinámicas, los tipos de sedimentos y el perfil de la costa.

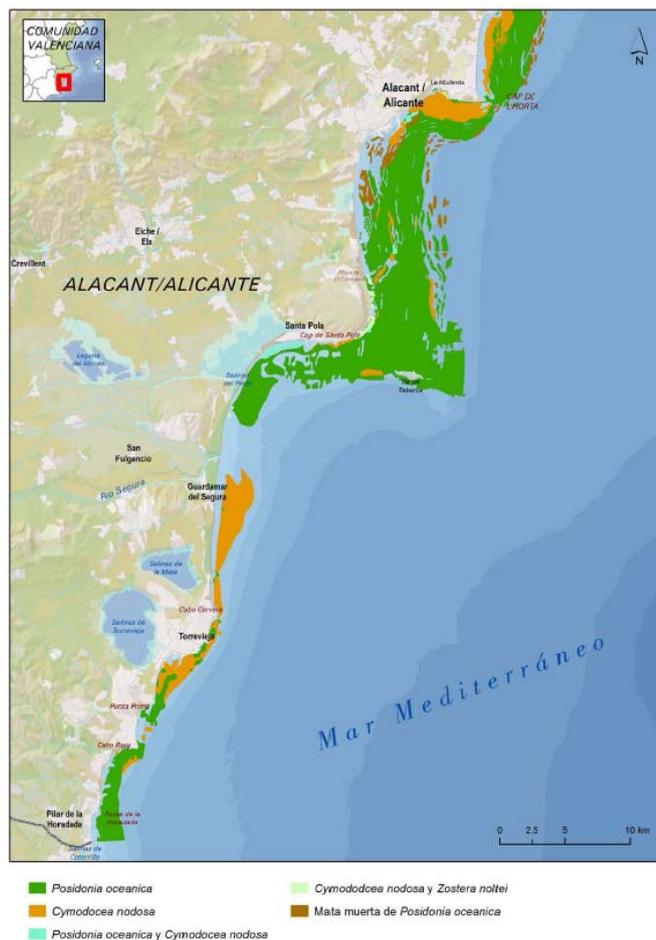


Figura 3. Cartografía bionómica de las praderas de fanerógamas marinas del litoral de Alicante, en la Comunidad Valenciana. Elaboración: IEO. Fuentes: CARM, IEO, CEDEX, MAGRAMA Proyecto Corine Land Cover–IGN/Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500 IGN. (Ruiz et al., 2015 Atlas Fanerógamas Marinas).

Estudio de Impacto Ambiental. APÉNDICE 18. Estado *Posidonia oceánica* Mar Mediterráneo

Están presentes en toda la extensión del litoral alicantino, excepto en la zona de la desembocadura del Segura, desde el sur de Santa Pola hasta el límite entre Guardamar del Segura y Torrevieja. En este punto vuelven aparecer, inicialmente como manchas superficiales sobre roca, y más al sur, ya como praderas continuas que van aumentando su extensión progresivamente hasta unirse con las praderas que se encuentran frente a San Pedro del Pinatar, en Murcia (Ruiz et al., 2015; Atlas Fanerógamas Marinas).

El estado de conservación estimado de las praderas de la provincia de Alicante indica que, el 20% de la superficie total, presenta síntomas de alteraciones estructurales causadas por la pesca de arrastre principalmente y en un 8% por otros tipos de impactos como, playas artificiales, infraestructuras portuarias, contaminación etc.

Figura 4. Presiones antrópicas que se dan en el litoral de Alicante sobre las praderas de fanerógamas marinas, en la



Comunidad Valenciana. Elaboración: IEO. Fuentes: CARM, IEO, CEDEX, MAGRAMA Proyecto Corine Land Cover-IGN/Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief-Esri, BCN 500 IGN. (Ruiz et al., 2015 Atlas Fanerógamas Marinas).

Dentro de la Comunidad Valenciana, donde se ha realizado un seguimiento a un total de 30 praderas, aproximadamente la mitad están en condiciones naturales y la otra mitad están

expuestas a algún tipo y grado de presión antrópica. De las que se encuentran en condiciones naturales, todas siguen una dinámica estable y progresiva en el periodo comprendido entre 2002 y 2009 o, como mucho, tendencias negativas leves. Del total de praderas evaluadas, Un 13% es decir cuatro, muestran una tendencia claramente regresiva, con pérdidas totales netas de densidad y/o cobertura de entre el 15 y el 47%.

Entre estas cuatro praderas con pérdidas netas, se encuentra la del Campello, afectada por una las principales causas de regresión que históricamente ha tenido incidencia en el litoral alicantino, la pesca de arrastre, afectando principalmente las praderas ubicadas entre los 15 y los 30 metros de profundidad. En la actualidad, debido a una mejor vigilancia y a la instalación de arrecifes artificiales antiarrastre, algunas de las praderas afectadas se están recuperando, pero a una velocidad muy lenta. Otra de las praderas en regresión se encuentra en Cala de la Mina, afectada por desequilibrios sedimentarios y el fondeo no regulado y finalmente la pradera de Cabo de Huertas afectada por un vertido de aguas residuales. Cabe remarcar que dentro de la provincia de Alicante destacan los pequeños vertidos producidos principalmente por urbanizaciones aisladas, habiéndose contabilizado en esta zona hasta un total de 102 puntos de vertido (Ruiz et al., 2015 Atlas Fanerógamas Marinas).

1.3.2. Estado de las praderas en la Región de Murcia

El Litoral de la región de Murcia se encuentra dominado por praderas de *Posidonia oceánica* hasta una profundidad máxima de entre 25 y 30 metros, alcanzando profundidades de 34 metros en puntos concretos frente a la Isla Grosa. El desarrollo de las praderas de *Posidonia* se limita a zonas con una salinidad estable entre 37 y 38 ups (Unidad práctica de salinidad) por lo que no se encuentra en ambientes hipersalinos de la laguna del Mar Menor. Sin embargo, sí se ha observado en zonas con influencia del agua hipersalina saliente del Mar Menor, donde se pueden alcanzar los 42 ups, aunque en estas zonas se da un desarrollo vegetativo limitado (Ruiz et al., 2013).

El ciclo productivo anual de las praderas de *Posidonia oceanica* en la Región de Murcia presenta una marcada dinámica estacional unimodal. En las zonas someras de entre 10 y 12 metros, los periodos máximos de producción foliar se dan en primavera, entre abril y mayo, con valores de 9 a 10 mg de peso seco por haz y día. Los valores mínimos, se dan entre finales de verano y principios de otoño, con rangos de 3 a 4 mg de peso seco por haz y día, coincidiendo este periodo con el de máxima caída de las hojas. En otoño tiene lugar una producción importante de hojas nuevas, cuyo crecimiento se mantiene durante todo el invierno basándose principalmente en la movilización de reservas internas. En las praderas más profundas de 20 metros, el crecimiento y tamaño de los haces individuales es menor que en las praderas someras, ya que presentan menores reservas de carbohidratos en los rizomas. Además, con el aumento de la profundidad, se observa una reducción en el desarrollo vegetativo que queda patente tanto, en el menor número de haces, como en la densidad de los mismos. Las densidades de las praderas más someras, que son las más desarrolladas, superan los 1.000 haces por m² y llegan hasta valores de 1.700 haces por m², presentando unos valores medios de cobertura de entre un 20 y un 90%, que decrecen progresivamente a medida que nos aproximamos a los límites profundos de las praderas. Dentro de estas zonas más someras y con aguas resguardadas, se encuentran unas formaciones particulares generadas gracias a la interacción entre el hidrodinamismo y la sedimentación, donde el crecimiento vertical de la mata ha dado lugar a la formación de arrecifes barrera. Estas estructuras se pueden encontrar en la localidad de San Pedro del Pinatar.

Estudio de Impacto Ambiental. APÉNDICE 18. Estado *Posidonia oceánica* Mar Mediterráneo

Se ha estimado que la superficie de praderas de *Posidonia oceanica* en la región de Murcia es de 112,86 km². Presentan una distribución bastante asimétrica, ya que, el 75,6% de su superficie 85,3km² se concentra en el sector nororiental, donde se encuentran las praderas más extensas de la región, y cuyo límite inferior está a unos 4 km de distancia de la línea de costa, debido a la amplitud y a la baja pendiente de la plataforma continental. El resto de las praderas de *Posidonia oceanica* se distribuyen a lo largo de la costa suroccidental, principalmente a partir de la isla de Las Palomas, formando una estrecha banda de una anchura normalmente no superior a 1 km (Ruiz et al., 2015 Atlas Fanerógamas Marinas).

Parte de estas praderas han sido estudiadas por la Red de Seguimiento de las praderas de *Posidonia oceanica* y cambio climático en el litoral de la Región de Murcia. Esta red de seguimiento de esta dotada de un conjunto de estaciones de muestreo distribuidas a lo largo del litoral de Murcia que, mediante la medida de una serie de descriptores e indicadores, permiten a lo largo del tiempo (2004-2015), determinar el estado de conservación y las tendencias temporales que presentan las praderas de *Posidonia oceánica* de la región.





Figura 5. Puntos de muestreo de la Red de Seguimiento de las praderas de *Posidonia oceánica* y cambio climático en el litoral de la Región de Murcia. Los puntos en amarillo son zonas donde también se realiza un seguimiento del alga invasora *Caulerpa racemosa* var *cylindracea* (*CAulerpa cylindracea*) (Red Seguimiento de *Posidonia oceánica*, 2015).

Los descriptores que miden la densidad de haces y el grado de cobertura del sustrato, son indicadores de la abundancia y la estructura de las praderas de *Posidonia oceánica*. Estos descriptores son los utilizados para caracterizar el estado de las praderas a nivel poblacional, ya que, se ha demostrado que presentan variaciones significativas cuando son sometidos al estrés biótico y abiótico, siendo unos indicadores excelentes de los cambios ambientales, y en particular los causados por el hombre.

Con los datos obtenidos se establece el estado de las praderas estudiadas, que pueden presentar un estado estable, progresivo o regresivo, y que es determinado por el crecimiento neto de la población en la serie temporal (ya sea por aumento de la superficie y/o por el aumento de la densidad de los haces). Los resultados obtenidos por la red de seguimiento, sobre las praderas que presentan series superiores a ocho años indican que, en 2015 el 17,6% de las praderas muestreadas se encontraban en un estado progresivo, el 58,8% en un estado estable, el 17,6% en un estado regresivo bajo y el 5,8% en un estado regresivo alto. Por tanto, el 76% de las praderas monitorizadas, trece zonas en concreto, presentaban una dinámica estable o progresiva y cuatro zonas de muestreo, es decir el 24% presentaban síntomas de regresión. De las zonas que han experimentado pérdidas netas de pradera, dos están relacionadas con presiones producidas por la actividad humana. El primero de estos casos se ha producido en Cala Cerrada-profunda, en la zona de Cabo Tiñoso, donde se ha constatado una regresión significativa alta en la estructura de la pradera, relacionada con el fondeo no regulado de embarcaciones. El otro caso se observa en la pradera de Tomás Maestre, donde la regresión se ha producido por alteraciones hidrológicas. Los otros dos puntos donde se observan praderas en regresión, se encuentran en la bahía de Calabardina, donde se ha determinado que estas perturbaciones están relacionadas con patrones naturales producidos por fenómenos locales.

De las tres zonas donde se ha diagnosticado un estado regresivo bajo, únicamente la alteración producida en la pradera de Tomás Maestre estaría relacionada con presiones de origen antrópico. Esta pradera se encuentra frente al canal del Estacio, por donde se produce un intercambio entre las masas de agua del Mediterráneo y las aguas hipersalinas del Mar Menor. Tras 12 años de seguimiento, tanto la densidad de haces como la cobertura de esta pradera han mostrado una tendencia general bastante estable. Sin embargo, la evolución del número de haces en los puntos de seguimiento fijos, que se miden a lo largo del tiempo en puntos concretos, ha sido claramente regresiva, experimentando una reducción promedio de cerca del 20% de los valores iniciales, dándose principalmente en las zonas en las que se observa una clara influencia del agua saliente del Mar Menor. En consecuencia y, pese a ser una pradera bien estructurada con valores normales de densidad y cobertura, el diagnóstico general obtenido para la evolución de la pradera ha sido regresivo bajo, debido a estos síntomas de regresión. Cabe destacar, según datos no publicados y que forman parte de la Red de Seguimiento de *Posidonia oceánica*, que en estos últimos años, concretamente a partir de 2016 desde que el Mar Menor ha sufrido la crisis eutrófica, viene produciéndose una degradación de las praderas influenciadas por las aguas del Mar Menor. Esta degradación consistente en un rápido descenso de la densidad de haces y su cobertura del orden del 60-75% respecto a praderas de referencia de la zona no influenciadas por éste ni ningún otro impacto antrópico (IEO) en la “solicitud de información y sugerencias en el procedimiento EIA para su consideración en el estudio de impacto ambiental realizada por la dirección general del agua del MAPAMA”(N/REF. Vertido Cero-Mar Menor 07.803-0177/0411).

El impacto que se produce en la zona de intercambio entre las aguas del Mar Menor Y el Mediterráneo por el flujo de agua evacuada desde el Mar Menor se ha caracterizado mediante el empleo de sensores submarinos situados en las parcelas de seguimiento, donde se han observado fluctuaciones en los valores de salinidad, respecto a los valores constantes que presenta el Mar Mediterráneo.

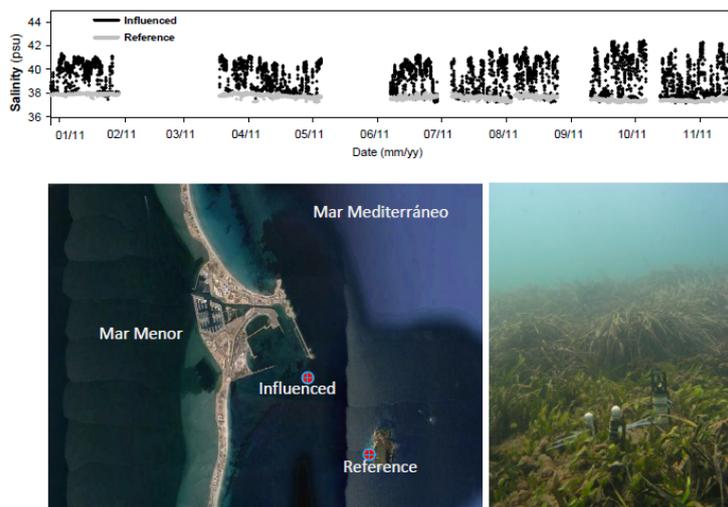


Figura 6. Detalle del Puerto de Tomás Maestre y el canal de El Estacio indicando la ubicación de la estación de seguimiento Tomas Maestre (Influenced) y la estación de seguimiento de Isla Grosa, tomada como sitio de referencia (Reference). En la gráfica superior se muestran los registros de salinidad obtenidos en ambos puntos, diferenciándose claramente el agua mediterránea con una salinidad prácticamente constante entre 37 y 38 ups, de la procedente del Mar Menor, con salinidad altamente fluctuante y valores de hasta 42 ups. Abajo a la derecha se muestra una imagen del borde de la pradera de esta estación y los sensores sumergibles empleados para la medición de la salinidad, temperatura e irradiancia PAR. Fuente (Red Seguimiento de *Posidonia oceánica*, 2015).

Según la Red Seguimiento de *Posidonia oceánica* de 2015, esta diferencia en la salinidad provoca que la capa de agua mediterránea se sitúe por encima de la capa de agua hipersalina del Mar Menor, que fluye sobre el lecho marino, en contacto con las praderas de *Posidonia oceánica*. En consecuencia, el declive en el número de haces en los cuadrados fijos podría estar relacionado con la influencia de esta agua del Mar Menor, debido a que, *Posidonia oceanica* es altamente sensible a las fluctuaciones en la salinidad. Además de la hipersalinidad, la mayor carga de nutrientes presentes en las aguas procedentes del Mar Menor debido a los cambios sufridos por esta masa de agua en los últimos tiempos también pueden tener una influencia directa sobre el desarrollo y degradación de las poblaciones de *Posidonia oceanica*. Los sucesivos dragados y ampliaciones del canal del Estacio, han incrementado el intercambio de aguas favorecido probablemente un mayor alcance de las aguas del Mar Menor en la zona mediterránea. De acuerdo con observaciones realizadas en la zona durante las últimas décadas es posible que este flujo de agua llegue a alcanzar las proximidades de Isla Grosa, dando una idea de la importancia de este proceso hidrodinámico para la zona.

Los otros dos casos con dinámicas regresivas, se encuentran en la bahía de Calabardina, en la zona de las Águilas. A pesar de esta dinámica regresiva, la densidad de haces en éstas praderas son prácticamente iguales al valor inicial de hace 12 años, lo que sugiere que esta fase regresiva forma parte de ciclos plurianuales naturales característico de las praderas de esta zona, ya que no han supuesto prácticamente una pérdida en la densidad de haces totales en todo el periodo estudiado. Estas, son praderas muy expuestas a los temporales de componente sur y oeste que causan importantes efectos erosivos en el fondo. Inicialmente se sugirió que parte de estas dinámicas regresivas observadas en la estación Isla del Fraile podrían estar motivadas por la influencia demostrada de los vertidos acuícolas próximos, pero a fecha de hoy, y si las condiciones del cultivo se mantienen, se puede afirmar que la dinámica de esta pradera responde más bien a causas naturales que a la influencia del impacto humano.

Dentro de las praderas que presentan un crecimiento neto cercano a cero, es decir que se encuentran estables, se encuentra la pradera de Cala Escalera-profunda, situada en las cercanías del Cabo de Palos. Pese a su valoración, esta pradera ha experimentado una reducción en su cobertura. Esta disminución tampoco está relacionada con ningún tipo de presión antrópica, sino más bien con dinámicas a largo plazo, consecuencia de perturbaciones extremas debida a temporales históricos poco frecuentes, como el ocurrido en el invierno de 2005, confirmando de este modo la existencia de praderas con dinámicas regresivas en condiciones naturales, aparentemente no influenciadas por la presión antrópica. Este fenómeno observado de pérdida de cobertura, ha sido evaluado gracias al empleo de puntos fijos (cuadrantes de 40X40 cm), que permiten medir el número de haces que hay en un punto determinado de la pradera a lo largo del tiempo y que se localizan, por lo general, en los bordes de las praderas, que es una zona más vulnerable a la influencia de determinadas perturbaciones, en particular a las relacionadas con procesos hidrodinámicos que favorecen la sedimentación o la erosión. Este efecto en los límites de las praderas, es particularmente notable en zonas como Cala Escalera-profunda o Calblanque, con paisajes altamente fragmentados como consecuencia del régimen hidrodinámico dominante, de la pendiente y de la naturaleza del sustrato. De este modo en la zona de Calblanque tras un periodo de 9 años de seguimiento, tanto la densidad de haces, como la cobertura, han mostrado tendencias marcadamente progresivas, experimentando incrementos netos excepcionales en ambos descriptores, del 44,4% y el 140% respectivamente, mientras que, la evolución en el número de haces en los puntos fijos permanentes, ha seguido una marcada tendencia regresiva, llegando a experimentar una reducción media del 43%. El balance final de estos resultados concluyen que la pradera está estable, pero que existe una erosión en

los bordes de las manchas, mientras que las plantas del interior de la pradera, que se encuentran más protegidas de este tipo de perturbaciones, siguen una dinámica progresiva, con un crecimiento neto positivo. En definitiva, se trata de una zona de pradera bien conservada, probablemente condicionada a la influencia de determinadas perturbaciones naturales y en la que la actividad antrópica no parece influir sobre su estado, (Red Seguimiento de *Posidonia oceánica*, 2015).

En conclusión las praderas de la región de Murcia estudiadas en la red de seguimiento, no se encuentran en general influenciadas por presiones antrópicas significativas, al menos en el periodo de los años considerados entre 2004-2015. Estas presentan un estado de conservación favorable y en general presentan dinámicas estables o progresivas. Estos resultados son similares a los obtenidos en las regiones vecinas de la Comunidad Valenciana. Cabe remarcar que los resultados obtenidos en la red de seguimiento, no pueden ser extrapolados al conjunto de praderas de la Región de Murcia ya que, la selección de las praderas empleadas para este estudio está sesgada hacia praderas localizadas en zonas del litoral murciano con buen estado de conservación, donde la mayoría de las zonas se encuentran bajo distintas figuras de protección como Reservas Marinas, ZEPA y LIC. Estas praderas se encuentran alejadas de la influencia de las diversas alteraciones locales, con el fin de entender la variabilidad temporal natural de las praderas y su relación con procesos ambientales de carácter global, como el cambio climático, aunque se incluyen también algunas praderas en condiciones alteradas. Es decir, la proporción de praderas afectadas por presiones antrópicas en la Región de Murcia, según el propio estudio, es mayor, ya que la mayoría de estas praderas no han sido incluidas en este proyecto. Algunas estaciones, como Isla del Fraile o Cala Reona podrían estar expuestas a cierto grado de impacto por la influencia de determinadas actividades antrópicas, pero en cualquier caso, parece tratarse de presiones difusas y leves, con escasa capacidad de causar alteraciones estructurales detectables de las praderas (Red Seguimiento de *Posidonia oceánica*, 2015).

Estudio de Impacto Ambiental. APÉNDICE 18. Estado *Posidonia oceanica* Mar Mediterráneo



Figura 7. Cartografía bionómica de las praderas de fanerógamas marinas en el litoral nordeste de la Región de Murcia y en el Mar Menor. Elaboración: IEO. Fuentes: CARM, IEO, CEDEX, MAGRAMA Proyecto Corine Land Cover–IGN/Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief–Esri, BCN 500 IGN. (Ruiz et al., 2015; Atlas Fanerógamas Marinas).

En 2004, la Dirección General de Medio Ambiente encargó la realización de un estudio sobre el estado de conservación de los hábitats marinos de interés comunitario (CARM, 2004). Para este trabajo se realizó un muestreo extensivo consistente en la medición de una serie de indicadores del estado de conservación de las praderas mediterráneas de *Posidonia oceanica* y *Cymodocea nodosa* en 450 puntos de muestreo distribuidos en el 86% de la superficie total del hábitat. En este estudio se identificaron las superficies de las praderas con un estado de conservación desfavorable o alterado, considerando que una pradera se encontraba en dicho estado cuando los descriptores mostraban una desviación estadísticamente significativa respecto a sus valores de referencia para cada profundidad.

Estudio de Impacto Ambiental. APÉNDICE 18. Estado *Posidonia oceánica* Mar Mediterráneo

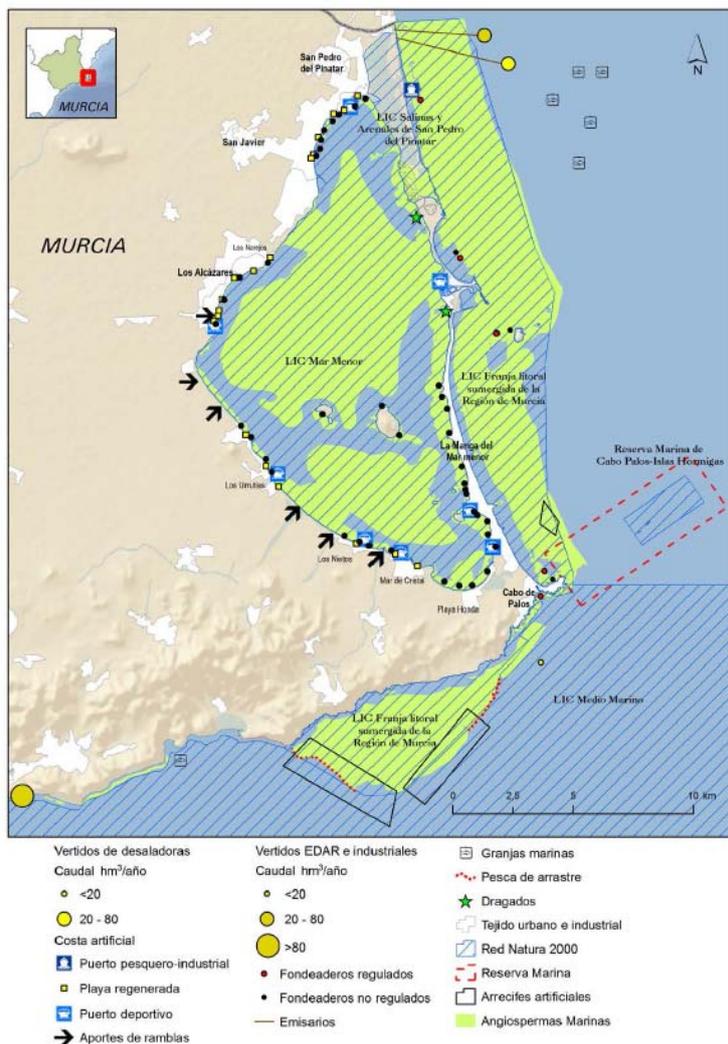


Figura 8. Presiones antrópicas que se dan en el litoral nordeste de la Región de Murcia y en el Mar Menor sobre las fanerógamas marinas. Elaboración: IEO. Fuentes: CARM, IEO, CEDEX, MAGRAMA Proyecto Corine Land Cover-IGN/Agencia Europea de Medio Ambiente. Mapa Base: World Shaded Relief-Esri, BCN 500 IGN. (Ruiz et al., 2015; Atlas Fanerógamas Marinas).

De los resultados de este estudio, actualizados para la presente obra, se obtiene que la superficie de praderas alteradas es de 4,92 km², mayoritariamente *Posidonia oceanica*, es decir, un 4% de la extensión actual de praderas mediterráneas. En general, la distribución de estas superficies alteradas coincide con la de diferentes tipos de presiones antrópicas y se encuentran asociadas a zonas con superficies de mata muerta. Hay que destacar que la mayor parte de las praderas degradadas se concentran en el sector suroccidental de la región, donde la superficie total de praderas representa tan solo el 24,5% del total regional, lo cual explicaría que las pérdidas históricas de este hábitat no hayan sido más elevado en el litoral murciano. Los trabajos de cartografía más recientes (CARM, 2004) Ecocartografías del litoral español (MAPAMA), y diversas publicaciones científicas (Ruiz et al., 2001, 2003) e informes técnicos, han permitido cuantificar con cierta precisión las superficies asociadas a diferentes presiones antrópicas (Ruiz et al., 2015; Atlas Fanerógamas Marinas). Esta superficie es 7,3 veces mayor que el área de mata muerta de

origen natural, lo que ilustra el efecto acelerador de la actividad humana en la tasa de pérdida de este hábitat.

Mediante diversos métodos, se ha podido estimar que la pérdida de praderas que se ha producido en el área mediterránea de la región de Murcia a lo largo de las últimas décadas es de 4,92 km², atribuibles mayoritariamente, a la pesca de arrastre, con un 53,6% y a la construcción de puertos comerciales y deportivos con un 18,4%, y, en menor medida, a las playas artificiales con un 5,4% del total, a las granjas marinas con un 3,6% y a la construcción de emisarios que han producido la pérdida del 1,03% de las praderas de fanerógamas. A esta superficie hay que añadir unos 2,75 km² que fueron sepultados por los estériles mineros vertidos en la bahía de Portman (Benedicto *et al.*, 2013), lo que da un total de 7,57 km² (Ruiz *et al.*, 2015; Atlas Fanerógamas Marinas).

1.3.2.1. Presiones e Impactos sobre los Hábitats de *Posidonia oceanica* de la región de Murcia

Las praderas con un estado alterado, inducido por la influencia de presiones antrópicas, pueden aparecer en forma de zonas de mata muerta, donde la presión es máxima, o estar asociadas a un gradiente de degradación, con una transición entre las zonas más impactadas y las zonas en buen estado. Igualmente, en áreas expuestas a impactos con influencia indirecta, remota o difusa, no necesariamente se diferenciará o existirá una zona de destrucción total o parcial de la cobertura vegetal, sino que aparecerán áreas alteradas con una pérdida parcial en la estructura de la pradera, que podrá manifestarse con una reducción de la cobertura y/o la densidad de haces, o con una reducción del tamaño del haz, así como una modificación de su morfología, fisiología, además de cambios en la abundancia relativa de algunos componentes de la comunidad como herbívoros y epífitos (Estrategia Marina Demarcación Marina Levantino-Balear, 2012).

· Pesca de arrastre

La región de Murcia ha sido pionera en la aplicación de diversas medidas de protección sobre este hábitat. Frente a una de sus principales amenazas como es la pesca de arrastre, se creó en 1995 el “Plan de Acondicionamiento de la Franja Costera” con el propósito de proteger las áreas de interés pesquero, y poniendo especial hincapié en las praderas de *Posidonia oceánica*, mediante medidas in situ, como la instalación de arrecifes artificiales, que impedían el paso de los barcos de arrastre sobre las praderas. Estas medidas son de especial importancia debido a que la pesca de arrastre ha generado el 50 % de la superficie de pradera degradada como consecuencia de la actividad humana. Además, han venido acompañadas de otras, como la creación de espacios protegidos y de reservas marinas de interés pesquero, y de la realización de un seguimiento, por parte del Centro de Seguimiento de la Pesca de la Secretaría General de Pesca Marítima, sobre los barcos de arrastre, mediante métodos de posicionamiento y sistemas de vigilancia. En la región de Murcia el 81,76% de las praderas de *P. oceánica* se encuentran protegidas por red natura 2000 y si se suman las superficies de praderas incluidas en el conjunto de áreas marinas protegidas y las protegidas mediante el uso de arrecifes artificiales, el área protegida de este hábitat asciende al 92,8% del área total (Ruiz *et al.*, 2015 Atlas Fanerógamas Marinas).

· Nutrientes y materia orgánica debidos a la acuicultura y vertidos.

Uno de los factores importantes para la regresión de las praderas de *Posidonia oceanica* es la que se produce como efecto de la introducción de nutrientes en el medio ambiente. “En el Mediterráneo, se han documentado algunos ejemplos de regresión de praderas de *Posidonia oceanica* debidos a contaminación por materia orgánica o nutrientes introducidos por

explotaciones de acuicultura (Delgado *et al.*, 1997, 1999; Ruiz *et al.*, 2001; Pérez *et al.*, 2007) o por vertidos de aguas residuales urbanas (Bourcier, 1982; Pergent-Martini, 1994; Pergent-Martini *et al.*, 1996; Pergent-Martini & Pascualini, 2000). En la columna de agua, el exceso de nutrientes principalmente, nitrógeno, fósforo y materia orgánica, pueden favorecer la proliferación de fitoplancton, e inducir desarrollos masivos de algas epífitas sobre las hojas de las angiospermas, de tal modo que este aumento de nutrientes en la columna de agua se traduce, entre otros efectos, en una reducción de la luz disponible para la fotosíntesis de las angiospermas, que puede causar desequilibrios del balance de carbono de la planta y, por tanto, una limitación de su crecimiento y supervivencia (Ruiz & Romero, 2001). Estos desequilibrios metabólicos pueden agravarse por otros mecanismos. Ante un exceso de nitrógeno en el medio, las angiospermas tienden a asimilarlo y almacenarlo en esqueletos carbonatados (normalmente aminoácidos), en detrimento de otros procesos como la respiración o el crecimiento celular (Invers *et al.*, 2004). Con el tiempo, este proceso lleva además a una inevitable reducción de las reservas de carbono de la planta, necesarias en épocas o condiciones en las que la luz es un factor limitante (Alcoverro *et al.*, 2001; Ruiz & Romero, 2001). La mayor entrada de nutrientes y materia orgánica causa también un incremento del metabolismo anaerobio de los sedimentos y en consecuencia una anoxificación de los mismos. En estas condiciones, los sedimentos acumulan grandes concentraciones de compuestos reducidos del nitrógeno y azufre con elevado potencial fitotóxico, capaces de inhibir funciones primarias de las angiospermas como la fotosíntesis (Holmer & Bondgaard, 2001; Calleja *et al.*, 2007; Diaz-Almela *et al.*, 2008; Garcías-Bonet *et al.*, 2008; Pérez *et al.*, 2007; Brun *et al.*, 2002). Por otro lado, el metabolismo radicular aumenta la demanda de oxígeno, cuya producción fotosintética puede estar a su vez limitada por la disminución de la luz existente, debido a los procesos anteriormente comentados, aseverando los desequilibrios metabólicos y comprometiendo aún más la supervivencia de la planta. Con el aumento de nutrientes también se ha comprobado que la actividad de los herbívoros aumenta de forma significativa, causando una reducción drástica de la biomasa fotosintética (Ruiz, 2000; Ruiz *et al.*, 2009). Los efectos del exceso de nutrientes en las praderas marinas dependen de muchos factores, pero pueden ser más acusados en las zonas costeras más protegidas como bahías o confinadas como rías, estuarios y albuferas” (Ruiz *et al.*, Atlas Fanerógamas Marinas, 2015).

Según esta descripción otro posible impacto sobre los hábitats de *Posidonia oceanica* es el que puede producir la acuicultura en jaulas flotantes, que ha experimentado crecimiento importante en la región en los últimos años. En el periodo 1988-1998, los vertidos de una granja marina causaron la pérdida de 11,3 ha de pradera de *Posidonia oceanica* y la degradación de otras 9,8 ha en la bahía de El Hornillo (Águilas), debido a la reducción en la disponibilidad de luz, la anoxificación de los sedimentos y la intensificación en la actividad y la abundancia de las poblaciones de los macroherbívoros *Sarpa salpa* y *Paracentrotus lividus*. A raíz de este caso particular, la administración regional obligó a alejar las futuras instalaciones acuícolas de estos y de otros hábitats vulnerables. No obstante, en algunos casos la distancia de las instalaciones a la pradera no ha sido suficiente para evitar la influencia de los vertidos (Ruiz *et al.*, 2015 Atlas Fanerógamas Marinas). Un caso particular es el complejo de instalaciones acuícolas frente a la localidad de San Pedro del Pinatar. Mediante técnicas de isótopos estables del nitrógeno, se detectó la influencia de los vertidos de estas instalaciones en los límites inferiores de la pradera de *P. oceanica*, a pesar de que éstos se encuentran a una distancia de 1,5 km de las granjas marinas (Ruiz *et al.*, 2010a; García-Sanz *et al.*, 2010, 2011). Teniendo en cuenta que la producción anual del complejo acuícola ha alcanzado las 7.000 toneladas entre 2005 y 2013, y que en la misma zona vierte un emisario de aguas residuales urbanas y otro de salmuera, el riesgo de regresión de esta pradera es elevado y (Atlas Fanerógamas Marinas, 2015). No cabe

duda que las praderas de *Posidonia oceanica* de la zona, se encuentran bajo la influencia de diversos tipos de presiones que pueden afectar a su distribución y a los diferentes índices que marcan el buen estado de conservación de las praderas y en este caso concreto a los límites más profundos de su distribución, debido a la sinergia de diversas presiones.

Respecto a las presiones que se producen sobre las praderas como consecuencia de la introducción de nutrientes por la producción acuícola de la zona, El Instituto Español de Oceanografía (IEO) considera, según los informes emitidos como resultado de la información pública y consultas relativos a la ampliación de la producción de las instalaciones de acuicultura de San Pedro del Pinatar (2014), y contrariamente a lo que se afirman en el Estudio de Impacto Ambiental (EIA), que hay evidencias de la regresión de la pradera de *Posidonia oceánica* desde el 2005, que no responde a un hecho repentino o puntual del que se estén recuperando, sino que más bien, se está dando una clara regresión de la pradera mantenida en el tiempo aunque este hecho no se confirma por los informes realizados por la red de Seguimiento de las Praderas de *Posidonia oceanica* y no queda reflejada en las diferentes ecocartografías y estudios de la zona. Según el seguimiento realizado por Plan de Vigilancia Ambiental (PVA), como consecuencia de los vertidos de la actividad acuícola no se produce ninguna afección sobre el medio y su biota asociada, así como sobre la estructura de los hábitats prioritarios, como son las praderas de *Posidonia oceánica*, situados a 1,7 km de las instalaciones, y sostiene que la afección, en cualquier caso, se limita a la zona de efectos permitidos (AZE) establecida por el propio Servicio de Pesca y Acuicultura. En este sentido, el IEO realiza alegaciones en las que se considera que los resultados, en los que se muestra una falta de afección en el medio, son producto de la deficiencia en algunas de las metodologías de muestreo, que dificultan la capacidad de detección de los posibles cambios producidos en los hábitats, así como posibles carencias de base científica, que hacen débiles los argumentos empleados para alegar que los vertidos de Polígono de Cultivos Marinos de San Pedro del Pinatar (PCM-SP) no afectan al medio o no son la causa de afecciones directas o indirectas de los hábitats presentes en la zona. Según el IEO no se puede afirmar que la única causa de regresión de las praderas de la zona sean los vertidos difusos producidos por el PCM-SP, ya que en la zona se encuentran otros factores que han podido producir este deterioro, como son los emisarios de aguas residuales que hay en la zona, el incremento del 225% de la producción acuícola, y sucesos recientes como la rotura accidental del emisario en 2010. Si bien, se afirma que la influencia del emisario es una de las causas probables de dicha regresión en la parte norte, no se puede descartar taxativamente la influencia de las del PCM-SP, ni en esta zona ni en las estaciones situadas más al sur.

Respecto a este punto, y según las Ecocartografías del MAPAMA de 2009, en el zona norte de la región de Murcia, frente a las costas de San Pedro del Pinatar, aparece un pequeña zona de 1,7 ha, situada a -25 metros en el límite profundo de la pradera de *Posidonia oceanica*, clasificada como pradera en regresión. Además de este punto localizado, y según la ecocartografías aparece una superficies de tanacenos, concretamente frente al Estacio, en la zona profunda de la pradera, entre los -21 y -25 metros, ocupando una superficie de 5,8 ha. Por otra parte y según las Ecocartografías realizadas por el MAPAMA en 2006, las praderas que se encuentran en la zona de Alicante, presentan una extensa superficie, clasificada como pradera en regresión, que se sitúa en el límite profundo de la pradera, entre los -23, -25 metros. El factor de degradación de estas praderas está por determinar, pero en el caso de las praderas de Alicante podría estar causado por la pesca de arrastre, que presenta una incidencia histórica elevada, en las costas alicantinas sobre las praderas que se sitúan entre los 15 y 30 metros (Ruiz et al., 2015 Atlas Fanerógamas Marinas). Las otras zonas reseñadas podrían ser consecuencia de la sinergia de impactos presentes en la zona, aunque están por determinar. El resto de superficie que

presentan las praderas de la zona norte de la región de Murcia se encuentra en un buen estado, según la ecocartografía del MAPAMA y la red de seguimientos de la Praderas de *Posidonia oceanica* de la región de Murcia.

· *Salmueras*

La desalinización de agua marina es otra de las presiones que pueden afectar a las praderas de *Posidonia oceánica*. Esta industria ha experimentado una expansión en el litoral Murciano durante los últimos años. En total existen nueve plantas desalinizadoras cuyos vertidos hipersalinos se localizan en zonas próximas a praderas de angiospermas marinas. La mayoría producen vertidos de poca entidad de unos 0,02 a 9 hm³ por año y son de uso agrícola. Las de mayor volumen vierten del orden de 55 a 78 hm³ por año y se localizan en Águilas, Valdelentisco (Cartagena) y San Pedro del Pinatar, que son las dedicadas a abastecimiento de agua para la población. Se ha demostrado que las praderas de *Posidonia oceanica* presentan una sensibilidad elevada a pequeños cambios en la salinidad de las aguas, por lo que se ven significativamente alteradas por estos vertidos hipersalinos a medio y largo plazo. La afectación que han sufrido las praderas de la región por este impacto, ha podido ser mitigado, evitando el vertido directo sobre las praderas y con la aplicación de medidas de control. Sin embargo, no se ha podido evitar la destrucción de cierta superficie de praderas como consecuencia de la construcción de los distintos emisarios que evitan el vertido inmediato sobre la *Posidonia* (Ruiz et al., 2015; Atlas Fanerógamas Marinas). Los vertidos de salmuera resultante de la desalación de agua de mar por ósmosis inversa, pueden causar efectos tóxicos sobre la fauna y flora bentónica dando lugar al deterioro e incluso regresión de las comunidades bentónicas sobre las áreas que se dispersan estos vertidos, ya que debido a las particulares características de las masas de “salmuera”, pueden extenderse a varios kilómetros desde el punto vertido (Fernández-Torquemada et al. 2005). El efecto tóxico se produce por el incremento de la propia salinidad del medio, aunque otras sustancias químicas añadidas en el proceso de ósmosis podrían contribuir a la toxicidad del vertido (metabisulfito) (Estrategia Marina Demarcación Marina Levantino-Balear, 2012). En la actualidad, estos vertidos se producen siguiendo recomendaciones para minimizar su impacto (Sánchez-Lizaso et al. 2008), como la dilución previa de la salmuera con agua de mar, o alejar el vertido de los límites de las praderas. Sin embargo, existe evidencia de la potencialidad de estos vertidos para afectar la estructura y dinámica de comunidades de fondos blandos circalitorales (Del Pilar-Ruso et al. 2009), incluyendo comunidades de maërl, y los hábitat rocosos profundos. En los casos en los que el agua se extrae de acuíferos, caso de aguas salobres, debe contemplarse la posibilidad de posibles efectos de eutrofización en el medio receptor debido a la concentración de nutrientes disueltos (Estrategia Marina Demarcación Marina Levantino-Balear, 2012). Cabe destacar que todos estos impactos como la pesca de arrastre, los emisarios de aguas residuales urbanas, los vertidos de las plantas desalinizadoras y de las granjas de acuicultura, han seguido una tendencia clara, desplazándose hacia zonas más abiertas con mayores profundidades. Este desplazamiento se produce para evitar el impacto sobre las praderas de *Posidonia oceanica* y los hábitats costeros y surgió a raíz de la inclusión de estos ecosistemas en el Anexo I de la Directiva de Hábitat a principios de los 90, impulsado por el conocimiento de la relevancia de estos hábitats dentro de los ecosistemas mediterráneos. Por este motivo las presiones en las zonas costeras más someras han disminuido a medida que han aumentado las que se producen en zonas más profundas, donde se encuentran hábitats como son el maërl y el coralígeno de plataforma, claves para el mantenimiento de la diversidad de estas zonas, y de las que se tiene un conocimiento mucho menor de su distribución (Estrategia Marina Demarcación Marina Levantino-Balear, 2012).

· *Especies invasoras*

Uno de los impactos que puede afectar a las praderas de *Posidonia oceanica* de la zona es la introducción de especies invasoras es otro de los impactos que generan efectos claros sobre los ecosistemas, afectando negativamente a su diversidad biológica, su composición, a su estructura, siendo capaces de transformar las características y el funcionamiento de las comunidades, grupos funcionales y poblaciones de hábitats bentónicos y pelágicos. En la Región de Murcia se ha observado la presencia de los macrófitos invasores *Caulerpa racemosa* (*Caulerpa cylindracea*), *Womersleyella setacea*, *Lophocladia lallemandii* y *Asparagopsis taxiformis*, de los cuales solo *Caulerpa cylindracea* ha tenido una expansión masiva y casi generalizada y ha llegado a considerarse una amenaza potencial para las praderas de angiospermas marinas. La presencia del alga fue observada por primera vez en 2005 frente las playas de Calblanque y posteriormente la dispersión ha sido muy rápida. En isla Grosa, una colonia de 221 m² fue capaz de incrementar la superficie colonizada a 0,97 ha en tan solo un año (2007-2008), y en ese mismo tiempo el área colonizada en Cabo Tiñoso pasó de 13,7 ha a 89 ha (Ruiz *et al.*, 2011). Tras esta fase inicial de introducción y expansión, la abundancia del alga experimentó una reducción considerable, con amplias fluctuaciones interanuales, y parece haber alcanzado una fase de establecimiento o naturalización (Blackburn *et al.*, 2011). Remarcar que, según la Ecocartografía del litoral español del MAPAMA (2009), este micrófito se distribuye ampliamente, dentro del ámbito de estudio del proyecto, por el piso circalitoral en el límite inferior de las praderas de *Posidonia oceanica*, hasta una profundidad que puede llegar a los 35-40 metros. En cualquier caso, se ha comprobado experimentalmente que a lo largo de todo este periodo (unos 9 años) el alga no ha sido capaz de penetrar ni de alterar los densos doseles foliares de la pradera de *Posidonia oceanica*. Estos resultados apoyan la hipótesis de la elevada resiliencia de las praderas de *Posidonia oceanica* a este macrófito invasor y su papel de barrera ecológica contra su dispersión (Bernardeau-Esteller *et al.*, 2015), (Ruiz *et al.*, 2015; Atlas Fanerógamas Marinas).

Bibliografía

- Plan de Gestión Integral de los Espacios Protegidos del Mar Menor y la Franja Litoral Mediterránea de la Región de Murcia, 2016. (PGI, 2016).
- Plan de Gestión Integral de los Espacios Protegidos del Mar Menor y la Franja Litoral Mediterránea de la Región de Murcia. Anexo 8. biocenosis marinas del protocolo sobre zonas especialmente protegidas y la diversidad biológica en el mediterráneo (convenio de barcelona)
- Estrategia Marina Demarcación Marina Levantino-Balear, 2012. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEPYC-CEDEX).
- Ruiz, J.M., J. Bernardeau, R. García Muñoz, A. Ramos Segura (2015). *Red de seguimiento de las praderas de Posidonia oceanica y cambio climático en la Región de Murcia: periodo 2004-2015*. Grupo de Ecología de Angiospermas Marinas, Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Murcia, Murcia, 152 pp.

Estudio de Impacto Ambiental. APÉNDICE 18. Estado *Posidonia oceánica* Mar Mediterráneo

- Ruiz, J.M., Guillén, J.E., Ramos Segura, A. & Otero, M.M. (Eds.). 2015. Atlas de las praderas marinas de España. IEO/IEL/ UICN, Murcia-Alicante-Málaga, 681 pp.
- Declaración de impacto ambiental de la dirección general de medio ambiente relativa a un proyecto de ampliación de la producción de las instalaciones de acuicultura de área de San Pedro del Pinatar. Consejería de Agricultura y Agua de la Región de Murcia.
- (IEO) "solicitud de información y sugerencias en el procedimiento EIA para su consideración en el estudio de impacto ambiental realizada por la dirección general del agua del MAPAMA"(N/REF. Vertido Cero-Mar Menor 07.803-0177/0411).
- Plan de Ecocartografías del litoral español, Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y el Mar, la UTE formada por las empresas HDTMA e IBERINSA (2006 y 2007) Ecocartografías de Alicante.
- Plan de Ecocartografías del litoral español, Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y el Mar, la UTE formada por las empresas HDTMA e IBERINSA (2008 y 2009) Ecocartografías de Murcia.
- Cartografía de la bionomía del litoral sumergido de la Región de Murcia (2004) de polígonos con tipos de biocenosis para el litoral sumergido. Dirección General del Medio Natural, CARM 2004
- Aguado-Giménez, F., & Ruiz, J.M. 2012. Influence of an experimental fish farm on the spatio-temporal dynamic of a Mediterranean maërl algae community. *Marine Environmental Research*, 74: 47-55. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2011.12.003>
- Alcoverro, T., Manzanera, M., Romero, J., 2001. Annual metabolic carbon balance of the sea-grass *Posidonia oceanica*: the importance of carbohydrate reserves. *Marine Ecology Progress Series*, 211: 105-116.
- Benedicto, J., Martínez-Gómez, C., & Ruiz, J.M. 2013. La calidad del medio marino de Portmán y su entorno: Evolución y estado actual de conocimiento. En: Baños et al., (eds.), Portmán: de El Portus Magnus a la bahía aterrada. EDITUM, Universidad de Murcia, Murcia
- Bernardeau-Esteller, J., Ruiz, J.M., Tomas F., Marín-Guirao, L. & Sandoval-Gil, J.M. 2015. Photoacclimation of *Caulerpa cylindracea*: light as a limiting factor in the invasión of native Mediterranean seagrass meadows. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 465: 130-141. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jembe.2014.11.012>
- Blackburn, T.M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J.T., Duncan, R.P., Jarošík, V., Wilson, J.R.U. & Richardson, D.M. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution*. 26(7): 333-339.
- Bourcier, M. 1982. Evolution au cours des quinze dernières années, des biocoenoses benthiques et de leurs facies dans une baie méditerranéenne soumise a` l'action lointaine de deux émissaires urbains. *Téthys*, 10: 303- 313

Estudio de Impacto Ambiental. APÉNDICE 18. Estado *Posidonia oceánica* Mar Mediterráneo

- Brun, F.G., Hernandez, I., Vergara, J.J., Peralta, G. & Pérez-Llorens, J.L. 2002. Assessing the toxicity of ammonium pulses on the survival and growth of *Zostera noltii*. *Marine Ecol. Progr. Ser.*, 225(2002): 177-187.
- Calleja, M.L., Marbà, N. & Duarte, C. M. 2007. The relationship between seagrass (*Posidonia oceanica*) decline and sulphide in porewater concentration in carbonate sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73: 583- 588.
- Delgado, O., Ruíz, J.M., Perez, M., Romero, J. & Ballesteros, E. 1999. Effects of fish farming on seagrass (*Posidonia oceanica*) in a Mediterranean Bay: seagrass decline after organic loading cessation. *Oceanol. Act.* 22(1): 109-117
- Delgado, O., Grau, A., Pou, S., Riera, F., Massuti, C., Zabala, M. & Ballesteros, E. 1997. Seagrass regression caused by fish cultures in Fornells Bay (Menorca, Western Mediterranean). *Oceanol. Act.*, 20(3): 557-563.
- Del Pilar Ruso, Y., de la Ossa-Carretero, J.A., Loya-Fernández, A., Ferrero-Vicente, L.M., Giménez-Casalduero, F., Sánchez-Lizaso, J.L. 2009. Assessment of soft bottom Polychaeta assemblage affected by a spatial confluence of impacts: Sewage and brine discharges. *Mar. Pollut. Bull.*, 58: 765-786.
- Díaz-Almela, E., Marbà, N., Alvarez, E., Santiago, R., Holmer, M., Grau, A., Mirto, S., Danovaro, R., Petrou, A., Argyrou, M., Karakassis, I. & Duarte, C.M. 2008. Benthic input rates predict seagrass (*Posidonia oceanica*) fish farm-induced decline. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 1332-1342
- Fernández-Torquemada, Y. & Sánchez-Lizaso, J.L. 2005. Effects of salinity on leaf growth and survival of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 320: 57-63.
- García-Sanz, T., Ruiz, J.M., Pérez, M. & Ruiz, J.M. 2011. Assessment of dissolved nutrients dispersal derived from offshore fish-farm using nitrogen stable isotope ratios ($\delta^{15}\text{N}$) in macroalgal bioassays. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 91: 361-370.
- García-Sanz T., Ruiz-Fernández, J.M., Ruiz, M., García, R., González, M.N. & Pérez, M. 2010. An evaluation of a macroalgal bioassay tool for assessing the spatial extent of nutrient release from offshore fish farms. *Marine Environmental Research*, 70: 189-200.
- Garcias-Bonet, N., Marbà, N., Holmer, M. & Duarte, C.M. 2008. Effects of sediment sulfides on seagrass *Posidonia oceanica* meristematic activity. *Marine Ecology Progress Series*, 372: 1-6.
- Holmer, M., Bondgaard, E.J., 2001. Photosynthetic and growth response of eelgrass to low oxygen and high sulphide concentrations during hypoxic events. *Aquat. Bot.*, 70, 29-38.
- Invers, O., Pérez, M. & Romero, J. 2004. Effects of nitrogen addition on nitrogen metabolism and carbon storage in the seagrass *Posidonia oceanica*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 303: 97-114.

Estudio de Impacto Ambiental. APÉNDICE 18. Estado *Posidonia oceánica* Mar Mediterráneo

- Pérez, M., Invers, O., Ruiz, J.M., Fredriksen, M.S. & Holmer, M. 2007. Physiological responses of the seagrass *Posidonia oceanica* to elevated organic matter content in sediments: An experimental assessment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 344: 149-160
- Pergent-Martini, C. & Pasqualini, V. 2000. Seagrass population dynamics before and after the setting up of a wastewater treatment plant. *Biol. Mar. Medit.*, 7: 405-408
- Pergent-Martini, C. 1994. Impact d'un rejet d'eaux usées urbaines sur l'herbier à *Posidonia oceanica*, avant et après la mise en service d'une station d'épuration. Doct. Thesis, Univ. Corsica, 191 pp.
- Pergent-Martini, C., Rico-Raimondino, V. & Pergent, G. 1996. Impact des nutriments sur les herbiers à *Posidonia oceanica*. Données préliminaires. *J. Rech. Océanogr.*, 21: 35-39.
- Ruiz, J.M, Marcos, C. & Sánchez-Lizaso, J.L. 2010a. Remote influence of off-shore fish farm waste on Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) meadow. *Marine Environmental Research*, 69: 118-126.
- Ruiz, J.M. & Romero, J. 2001. Effects of in situ experimental shading on the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Ecology Progress Series*, 215: 107-120.
- Ruiz, J.M. & Romero, J. 2003. Effects of disturbances caused by coastal constructions on spatial structure, growth dynamics and photosynthesis of the seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Pollution Bulletin*, 43: 1523- 1533
- Ruiz, J.M. 2000. Respuesta de la fanerógama marina *Posidonia oceanica* a las perturbaciones antrópicas. Tesis doctoral. Departamento de Ecología e Hidrología, Universidad de Murcia, Murcia, 212 pp
- Ruiz, J.M, Pérez, M., Romero, J. & Tomas, F. 2009. The importance of herbivory on the decline of a seagrass (*Posidonia oceanica*) meadow near a fish farm: an experimental approach. *Botanica Marina*, 52: 449-458.
- Ruiz, J.M., Marín-Guirao, L., Bernardeau-Esteller, J., Ramos-Segura, A., García, R. & Sandoval-Gil, J.M. 2011. Spread of the Invasive Alga *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta) along the Mediterranean Coast of the Murcia Region (SE Spain). *Animal Biodiversity and Conservation*, 34: 73- 82.
- Ruiz, J.M., Marín-Guirao, L., García-Muñoz, R. & Ramos-Segura, A. 2013. Respuesta de las angiospermas marinas mediterráneas *Posidonia oceanica* y *Cymodocea nodosa* a estrés hiperosmótico (OSMOGRASS II). Informe final proyecto Plan Nacional.
- Sánchez-Lizaso, J.L., Romero, J., Ruiz, J., Gacia, E., Buceta, J.L., Invers, O., Fernández-Torquemada, Y., Mas, J., Ruiz Mateo, A. & Manzanera, M. 2008. Salinity tolerance of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*: recommendations to minimize the impact of brine discharges from desalination plants. *Desalination*, 221: 602-607.

APÉNDICE 19.

EVOLUCIÓN RECIENTE MAR MENOR

1. ESTADO ACTUAL DEL MAR MENOR

1.1. Estado Actual

El Mar Menor ha sufrido durante las últimas décadas una serie de impactos continuados que han provocado la pérdida de resiliencia del medio. La introducción creciente de grandes cantidades de nutrientes procedentes de la expansión de la agricultura y la ganadería, unidas a las presiones y vertidos producidos por el desarrollo urbanístico, junto a episodios puntuales de estrés, han forzado los umbrales homeostáticos del ecosistema generando una serie de cambios en sus condiciones ecológicas. Esta serie de acontecimientos culminaron en el verano de 2015 con una proliferación masiva de fitoplancton, sin precedentes en el Mar Menor, que causó la extinción de la luz por debajo de los niveles mínimos para la realización de la fotosíntesis, impidiendo el mantenimiento de los macrófitos bentónicos. Esta situación se alargó durante nueve meses y causó la desaparición del 81% de la cobertura vegetal presente en los fondos de la laguna sustituyéndola por fondos desnudos con sedimentos anóxicos y con elevadas concentraciones de materia orgánica.

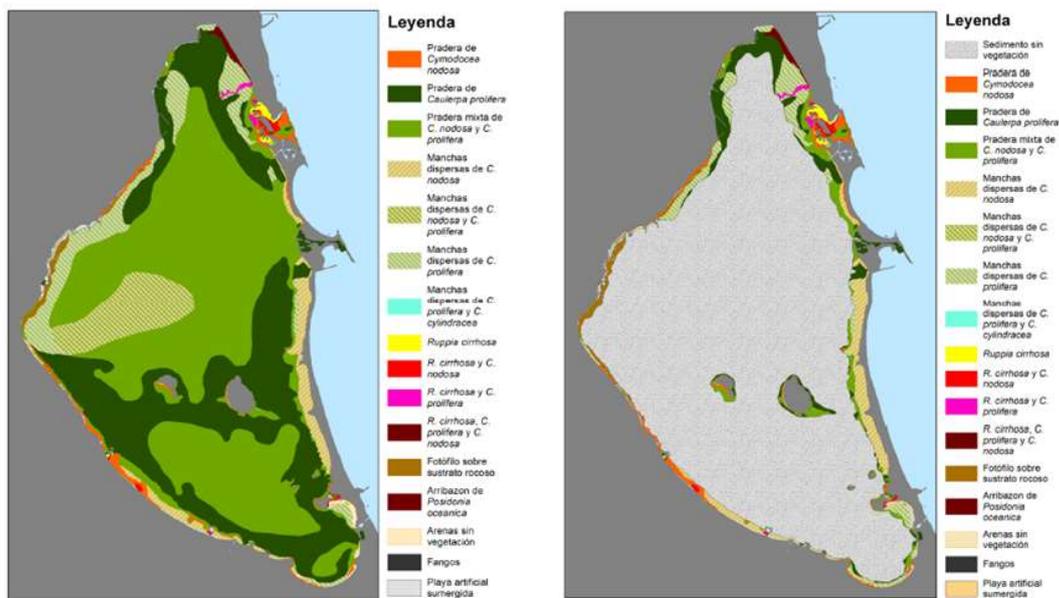


Figura 1. Cartografía de las comunidades de macrófitos bentónicos del Mar Menor 2014-2016. Izquierda; 2014, Derecha; 2016 (Fuente: Conservación de las praderas de *Cymodocea nodosa* en la laguna costera del Mar Menor 2014-2016 (IEO, ANSE)

Según el estudio realizado por el IEO Evaluación del estado de conservación de las praderas de *Cymodocea nodosa* en la laguna costera del Mar Menor 2014-2016, el conjunto de praderas, tanto de *Cymodocea nodosa* como de *Caulerpa prolifera*, desaparecieron a partir de una profundidad que se encontraba entre 1m y 3,5 m. El cambio en la cualidad de las aguas provocó un aumento del coeficiente de extinción de la luz, alcanzando valores de hasta un orden de magnitud superiores a los observados en décadas anteriores ($0,3-0,5 \text{ m}^{-1}$; Terrados 1991), y desplazando el límite de profundidad máximo para el crecimiento (Z_c) de las angiospermas marinas y de *Caulerpa prolifera*, lo que supuso la desaparición del 59% de las praderas mono-específicas de *C. nodosa*, del 94% de las praderas mixtas de *C. nodosa* y *C.*

prolifera, y del 71% de las praderas de *C. prolifera*, respecto a las áreas estimadas en 2014. Las praderas de *Cymodocea nodosa* encontraban su nuevo límite máximo de distribución a profundidades comprendidas 2,4 m y 1 m, según la localidad. Las praderas de *Caulerpa prolifera* atendiendo a sus menores requerimientos de irradiancia se distribuían en zonas comprendidas entre 3 y 3,6 m.

Por tanto la principal hipótesis de la pérdida de las praderas y por tanto de la pérdida actual de las condiciones en la calidad del agua, están relacionadas con un cambio en la disponibilidad de la luz, vinculada a este gradiente de profundidad y provocado por los fenómenos de alta turbidez, como consecuencia del bloom fitoplanctónico a raíz de la eutrofización de la laguna.

Los niveles de clorofila a que se encontraron durante este periodo, que perduró durante un espacio de tiempo elevado, estaban entre 10 y 16 veces por encima de los reportados en décadas anteriores. La mayoría de los grupos taxonómicos que aparecieron en este Bloom fitoplanctónico, pertenecían al picoplancton, como la cianobacteria del género *Synechococcus spp*, Prasinofíceas y Haptófitos de la clase de las Prymnesiofíceas, cuyas abundancias oscilaron entre $1 \cdot 10^6$ y $120 \cdot 10^6$ cel/l. Las especies de mayor tamaño como los dinoflagelados, *Gymnodinium spp* y *Heterocapsa spp*, no superaron el valor de 200.000 cel/l. Respecto al material particulado presente en la columna de agua del Mar Menor, no presentaba valores muy diferentes de las medidas en periodos anteriores de elevada turbidez, sin embargo sí que se encontraron diferencias e sus proporciones. Los datos disponibles indican que entre el 70 y el 80% correspondían a materia orgánica, valores muy superiores a los reportados en décadas anteriores, donde se situaban entre el 0,17-17% según Mas 1994 y el 38-60%, según los estudios de Lloret en 2005. Esto es consistente en todas las zonas de la laguna y sugiere que la causa principal de la turbidez y color del agua responden a un origen biológico y no a un proceso de resuspensión de sedimentos del fondo o por aportes terrígenos.

1.2. Seguimiento y evolución del estado del Mar Menor.

1.2.1. Evolución reciente y estado actual de clorofila a

A partir de este fenómeno de eutrofización y de la pérdida de las condiciones ambientales, se ha realizado un seguimiento de diferentes parámetros y de las condiciones fisicoquímicas del Mar Menor para caracterizar su estado y poder determinar su evolución. Según el análisis del Programa de seguimiento de eutrofización en la laguna costera Mar Menor realizado por el IEO y partiendo de la serie de datos del seguimiento, se observa como los valores de chl a (clorofila a), a lo largo de 2016 y 2017 han sufrido una serie de fluctuaciones.

Las concentraciones medias de chl a obtenidas en las estaciones de muestreo entre mayo y junio de 2016 eran entre 2,3 y 16 veces superiores a cualquier valor medio de esta variable obtenido en la misma época del año desde principios de los años 80. En Junio se encontraban entre valores de 6 y 15 $\mu\text{g/l}$. Desde ese momento se iniciaba un descenso, que en el mes de agosto alcanzo su valor mínimo de 2016 con valores medios de alrededor de los 7 y 3 $\mu\text{g/l}$ chl a. Seguidamente se produjo un nuevo aumento de la concentración que empezó en los meses de otoño de 2016 alcanzando valores máximos de alrededor de 12 $\mu\text{g/l}$ chl a en noviembre. En el año 2017 los valores que inicialmente empezaron elevados, alcanzaron los mínimos de concentración entre marzo y junio mostrando unos valores medios por debajo de 2 $\mu\text{g/l}$ chl a, y alcanzando valores inferiores a los de 2016 para las mismas fechas. A partir de la segunda quincena de junio de 2017, se observa una tendencia creciente de incremento de las concentraciones del pigmento hasta valores medios de 5,4 $\mu\text{g/l}$ observados el 17 de agosto.

Los valores de chl a alcanzados en el mes de agosto son equiparable a la situación de los meses de agosto a octubre de 2016, cuando los valores medios del pigmento se situaban entre 4 y 7 $\mu\text{g/l}$.

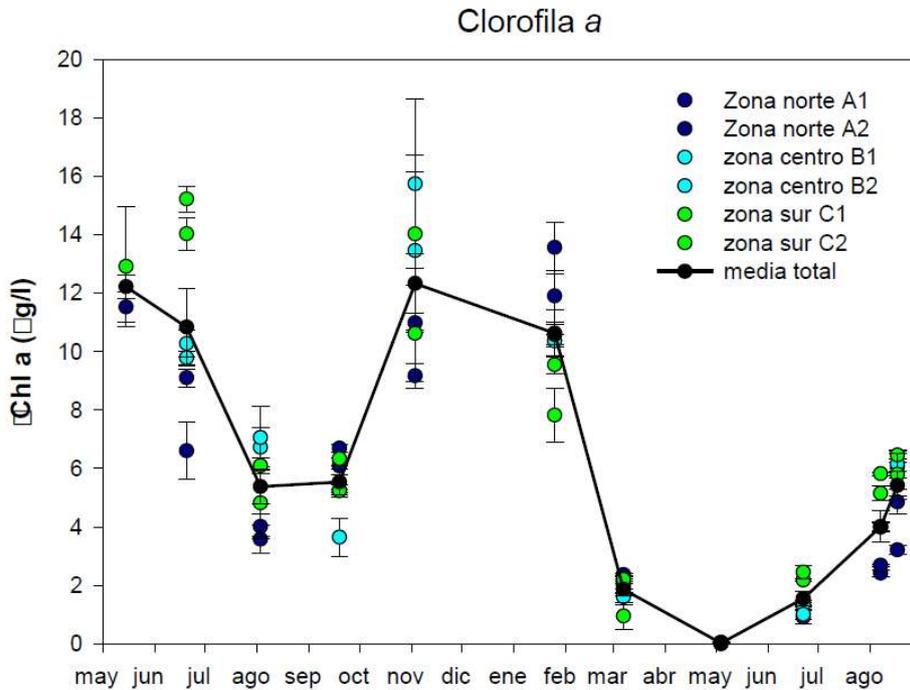


Figura 2. Valor medio y error estándar (n = 3) de la concentración de clorofila a (chl a) obtenido en cada estación de muestreo definida para cada zona: norte (círculos azules), centro (círculos azul celeste) y sur (círculos verdes). La línea negra continua indica la media total de cada evento de muestreo. El periodo estudiado abarca desde mayo de 2016 hasta mediados de agosto de 2017, (Fuente: Programa de seguimiento de eutrofización en la laguna costera Mar Menor IEO, 2017).

Todas estas concentraciones siguen siendo superiores a las reportadas en la bibliografía en las décadas anteriores, de acuerdo con diferentes estudios y fuentes, tal y como se muestra en la siguiente tabla:

Código fuente:	Año	media	ES
1. COMU-IEO	1982	0,643	0,108
2. Marín Guirao et al. 2005	2001	4,743	0,526
3. proyecto EUROGEL	2003	3	0,1
	2004	3,2	0,8
	2005	0,75	0,05
4. M.D. Belando Torrentes (no publ.)	2007	2,988	0,425

Tabla 1. Valores medios y error estándar de la Clorofila a obtenidos en diversos estudios procedentes de fuentes fiables. Todos los valores corresponden a meses estivales (junio-agosto) (Programa de seguimiento de eutrofización en la laguna costera Mar Menor IEO, 2017)

Estos aumentos en las concentraciones de clorofila a, siguen siendo principalmente producidos por la proliferación de *Synechococcus*, favorecida por el aumento de las temperaturas que se dan a finales del verano y generando la consiguiente activación de la cadena trófica con la proliferación del zooplancton (UMU, IEO). Este proceso aumenta la turbidez de las aguas y genera de nuevo un periodo de pérdida de transparencia y una baja penetración de la luz en las zonas más profundas de la laguna. Las peores condiciones, al igual que sucedió el verano de 2016, se dan en las zonas centrales de los giros circulatorios, en la cubeta sur y frente a los canales de comunicación con el Mediterráneo. Este gradiente espacial Sur-Norte que se da en la laguna, se observó claramente para las concentraciones de clorofila a, entre el 22 de junio y el 17 de agosto, con valores máximos en la cubeta sur, presentando esta, un aspecto más verdoso al igual que la zona central, y una disminución progresiva de chl a, hacia la cubeta norte, con aguas más claras, al igual que en las zonas someras. Este gradiente presentó los valores más acusados en el mes de agosto, hasta que el día 10 se produjo un temporal que causó una interrupción parcial del gradiente debido a una mayor homogenización de la masa de agua. Tras el temporal los valores de chl a continuaron aumentando hasta alcanzar los valores máximos registrados desde primavera de 2017 (3,21-6,4 µg/l).

Con estos datos, se pone en evidencia que en el Mar Menor las praderas de *C. nodosa* y *C. prolifera*, con una biomasa total de 30.594,3 t en 2014, ejercían un control muy significativo de los ciclos de nutrientes de la laguna, siendo capaces de retener entre el 30,1 a 50,6% de los aportes externos de N, y entre el 30,8% y 71,5% de los aportes de P. Este control actuaba de mecanismo de amortiguación de la entrada masiva de nutrientes a la laguna y su pérdida tras la desaparición de las praderas puede suponer una retroalimentación positiva sobre el fitoplancton y, en definitiva, sobre el proceso de eutrofización (Conservación de las praderas de *Cymodocea nodosa* en la laguna costera del Mar Menor 2014-2016 (IEO, ANSE)).

Por otro lado, las altas temperaturas suponen un riesgo de disminución de la concentración de oxígeno que no obstante no ha llegado a producirse de forma reseñable según la valoración realizada por el departamento de Ecología de la universidad de Murcia, que añade, que este hecho podría significar una prueba de cierta estabilización del balance y la demanda de oxígeno en la comunidad biológica.

1.2.2. Evolución reciente y estado actual de la turbidez del agua

Los valores de turbidez registrados presentan unos mínimos entre los meses de primavera y verano de 2017, cercanos a los registrados al verano de 2015 antes de la crisis eutrófica y dentro de los rangos naturales caracterizados por estudios previos en el Mar Menor, aunque en sus valores más elevados. Estos valores mínimos, están precedidos por periodos de turbidez elevados, entre 2016 y febrero de 2017. Posteriormente a estos 4 meses de aguas más transparente, se ha producido un nuevo incremento rápido en la turbidez a finales de verano de 2017, con una tendencia que presenta valores medios similares al periodo de turbidez anterior.

Estudio de Impacto Ambiental. APÉNDICE 19. Evolución reciente Mar Menor



Figura 3. Evolución temporal de la profundidad media de visibilidad del disco de Secchi

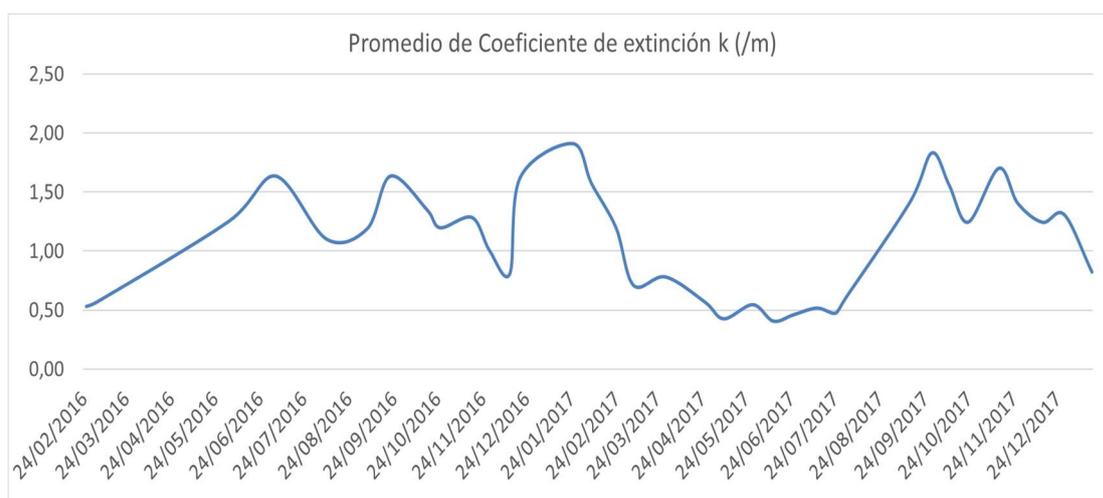


Figura 4. Coeficiente de extinción de la luz (abajo), calculados en las zonas con más de 4 m de Profundidad (Fuente: valoración de la situación del Mar Menor, A. Pérez-Ruzafa Departamento de Ecología e Hidrología Universidad de Murcia).

La situación actual con valores medios superiores a 1 m^{-1} es parecida a la de 2016. Estos valores son muy superiores a los registrados históricamente en la laguna, incluso en periodos de elevada turbidez causados por la proliferación de fitoplancton característicos de la época estival (Terrados 1991, Lloret et al 2005), y similares a eventos de aportes de lluvias torrenciales con una duración determinada de días (Programa de seguimiento de eutrofización en la laguna costera Mar Menor IEO, 2017). Según las valoraciones del departamento de Ecología e Hidrología de la Universidad de Murcia, estos fenómenos de turbidez, que se han dado desde el verano de 2017 hasta principios de 2018 pueden considerarse normales y responden a patrones heterogéneos determinados por la actividad biológica, el hidrodinamismo, los vientos y quizás a algún vertido puntual en la rambla del Albuñón o las salinas de San Pedro. Del mismo modo que en las concentraciones de Chl a, respecto a la turbidez aparece un gradiente espacial que disminuye de sur a norte.

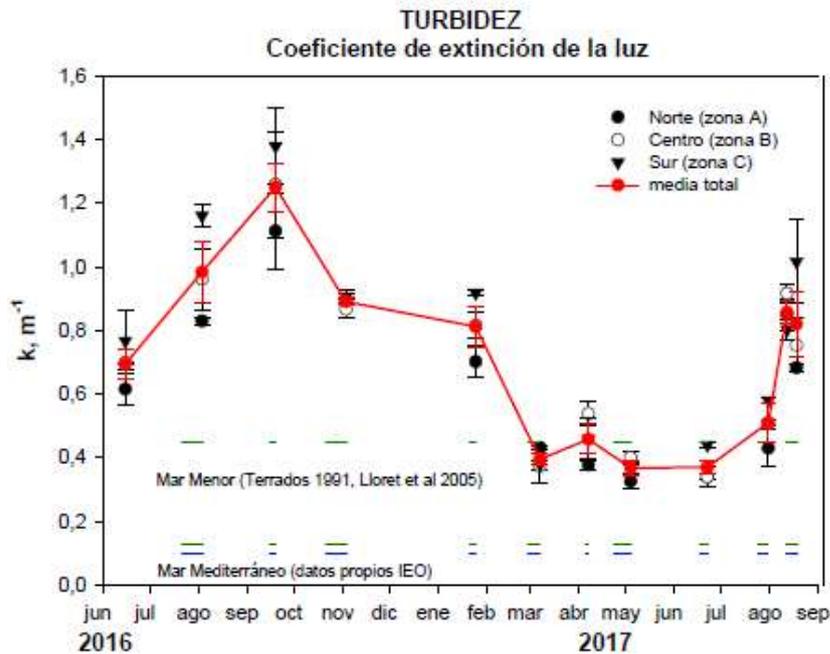


Figura 5. Evolución de la turbidez del agua determinada a partir del coeficiente de extinción de la luz (k, m^{-1}). Se representan valores medios por zona y su error estándar. La línea roja continua representa el valor medio total de cada evento de muestreo. La línea verde discontinua representa el rango de variación natural de k obtenido en estudios realizados en las dos décadas anteriores a 2016 y la línea azul discontinua son los valores medios para el Mediterráneo obtenidos a partir de una base de datos propia IEO (Programa de seguimiento de eutrofización en la laguna costera Mar Menor IEO, 2017).

Estos aumentos de la turbidez y de las concentraciones de chl a hacen que la irradiancia PAR que llega al fondo de la laguna sea muy baja e imposibilita, a determinadas profundidades, el desarrollo de las praderas de *Cymodocea nodosa*. Esta situación, que se dio en 2016, se repite de nuevo con el repunte de la turbidez y las concentraciones de chl a en los meses finales de verano y otoño de 2017. Este fenómeno se aprecia en la gráfica siguiente, donde a una profundidad fija de 3 m, la disponibilidad de luz varía entre 7% y 1% de la que llega a la superficie. Al aplicar la Ley de Lambert Beer a estos datos se deduce que, a partir de 2,8 m de profundidad en promedio, ya no hay luz suficiente para el crecimiento de las praderas de angiospermas marinas que necesitan un 11% de la luz incidente que llega a la superficie del agua (Programa de seguimiento de eutrofización en la laguna costera Mar Menor IEO, 2017).

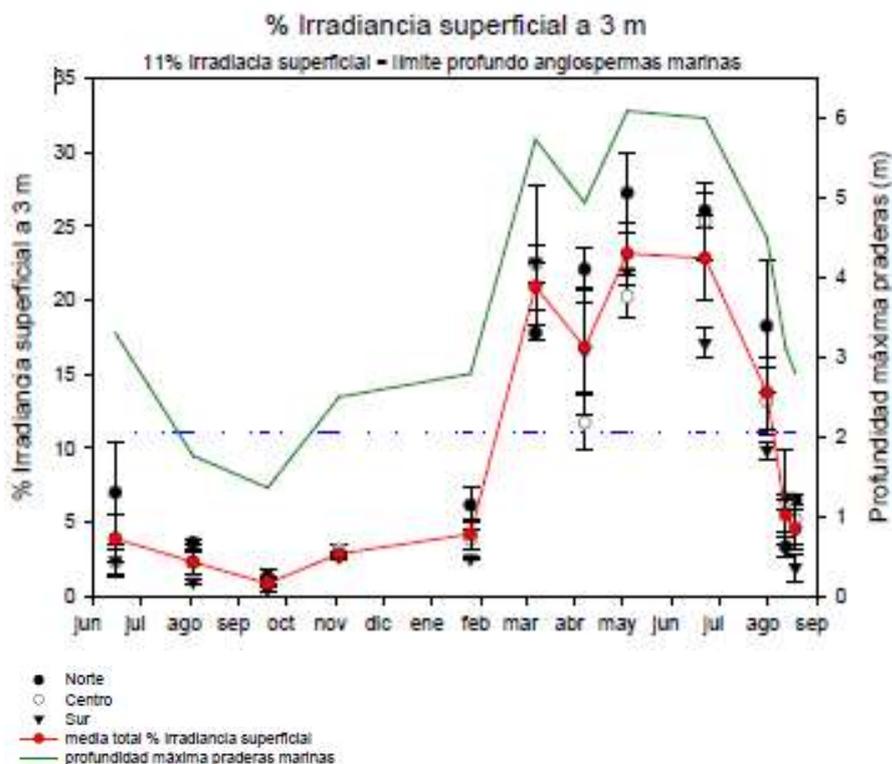


Figura 6. La línea roja continua representa el valor medio y error estándar del porcentaje de irradiación superficial que alcanza los 3 metros de profundidad (profundidad de conveniencia). Los símbolos son los valores medios por zona: norte (círculos negros), centro (círculos blancos) y sur (triángulos negros). La línea azul discontinua representa el requerimiento de luz mínimo para el crecimiento de las angiospermas marinas y la línea verde continua representa la profundidad a la cual se alcanza dicho valor mínimo en cada evento de muestreo, deducida a partir de la Ley de Lambert Beer (Programa de seguimiento de eutrofización en la laguna costera Mar Menor IEO, 2017).

A pesar de esta pérdida de transparencia que disminuye la irradiación en el fondo de la laguna, se ha observado, en algunas zonas cierta recuperación parcial de *Caulerpa prolifera* a profundidades de hasta cuatro y cinco metros (Programa de seguimiento de eutrofización en la laguna costera Mar Menor IEO, 2017). En septiembre y octubre se observó por parte del equipo de Antonio Guerrero de la UPCT mediante la utilización de vehículos submarinos, una recuperación de las praderas de *Caulerpa prolifera* en la cubeta sur (Valoración de la situación del Mar Menor, Dpto. de Ecología e Hidrología Universidad de Murcia). Esta recuperación es posible porque *C. prolifera* es menos exigente que las angiospermas marinas respecto a los requerimientos de irradiación. La posible recuperación del alga dependerá de la duración y de la intensidad del nuevo episodio de turbidez. Esta recuperación facilitaría la estabilización de los ciclos y flujos biogeoquímicos de los que dependen los balances de nutrientes y carbono en la laguna.

1.2.3. Evolución reciente y estado actual de los nutrientes, la salinidad y la temperatura

Los datos aportados por las 26 estaciones de muestreo distribuidas en la laguna revelan como las concentraciones de nitratos y amonio han seguido una tendencia de crecimiento desde principios de 2017. En el caso de las concentraciones de nitratos presentaron valores máximos en febrero con valores de 7 $\mu\text{mol/l}$ de promedio y posteriormente iniciaron un descenso hasta

Estudio de Impacto Ambiental. APÉNDICE 19. Evolución reciente Mar Menor

presentar valores mínimos de 0,33 $\mu\text{mol/l}$ en muestras de agosto de 2017. En el caso del amonio apreciaron crecimientos significativos en sus concentraciones y un valor máximo de hasta 23,7 $\mu\text{mol/l}$ en el mes Julio en que empezaron a descender.

Según la valoración del IEO estos elevados niveles de nitrógeno en forma de amonio han posibilitado en los meses finales de verano y principios de otoño de 2017, favorecidos por el aumento de luz y temperatura, este nuevo desarrollo fitoplanctónico. A pesar de los valores reducidos de fósforo, la relación N:P es alta para el fitoplancton por lo que no han supuesto una limitación para este. Según valoración de la situación del Mar Menor del departamento de Ecología de la universidad de Murcia los valores de nitratos y nitritos y fósforo se mantienen bajos en el otoño de 2017. Los nitratos han aumentado ligeramente desde noviembre, coincidiendo con la bajada de clorofila, pero sus valores medios se mantienen por debajo de 1,7 $\mu\text{mol/l}$.

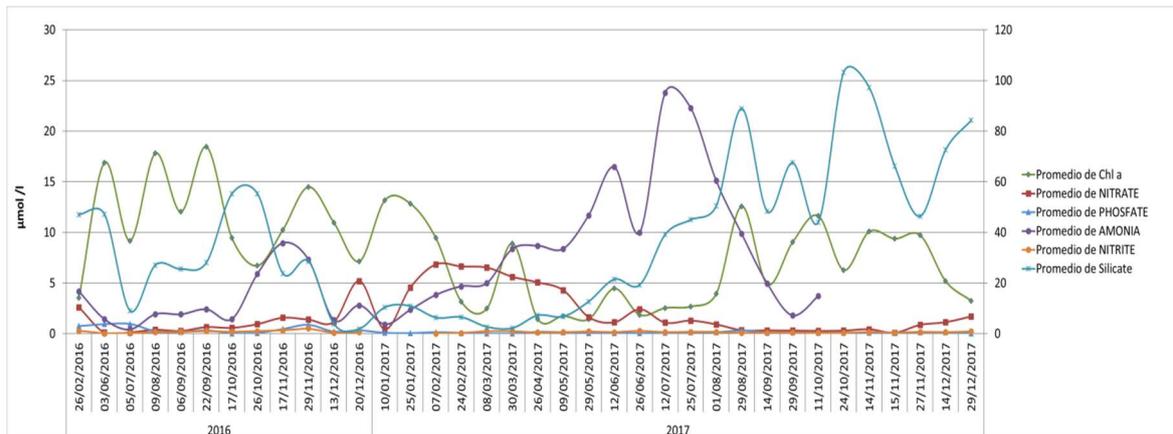


Figura 7. Evolución de los valores medios de la concentración de nutrientes y clorofila a en el Mar Menor (Fuente: Valoración de la situación del Mar Menor, A. Pérez-Ruzafa Departamento de Ecología e Hidrología Universidad de Murcia).

El origen de este amonio se desconoce y puede ser diverso, desde aportes de vertidos, aportes subterráneos o producto de la remineralización de materia orgánica contenida en los sedimentos y que ha quedado a disposición del sistema tras la desaparición de la cubierta vegetal bentónica (Programa de seguimiento de eutrofización en la laguna costera Mar Menor IEO, 2017).

Respecto a este punto, una de las principales vías de entrada de los nutrientes de carácter antrópico al Mar Menor son las aguas superficiales y los aportes provenientes de las aguas subterráneas, estas últimas, se introducen de forma difusa a través del acuífero cuaternario como consecuencia de los elevados niveles freáticos. Estas aguas muestran elevadas concentraciones de nitratos provenientes de las explotaciones agrícolas que realizan su actividad en la cuenca de drenaje. La otra vía principal de entrada de los nutrientes se realiza mediante las aguas superficiales que están formadas, en parte, por salmueras. En 2016, la Confederación Hidrográfica del Segura realizó un conjunto de actuaciones para reducir los aportes de estas aguas superficiales, y minimizar el impacto sobre el ecosistema lagunar, mediante el sellado una serie de salmueroductos y el control y cierre de desalobradoras ilegales. La producción de estas salmueras se incrementa en periodos de sequía, cuando la

dotación del trasvase Tajo Segura disminuye. Se extraen aguas del acuífero para utilizarlas como recurso hídrico para el riego, generando como subproducto las salmueras, que presentan elevadas concentraciones de nutrientes, y parte de estas alcanzan el Mar Menor. Según la valoración realizada por el Departamento de Ecología e Hidrología Universidad de Murcia sobre la situación actual del Mar Menor, los vertidos, pese a estas actuaciones de la CHS, no han cesado y siguen llegando a la laguna, además del volumen aportado por las aguas procedentes del acuífero cuaternario a causa de los elevados niveles piezométricos. Desde este informe de la universidad de Murcia, se recomienda, para que el sistema pueda mantener una autorregulación minimizar la entrada de este tipo de aguas procedentes del acuífero y de las aguas superficiales cargadas con nutrientes, mediante la creación de una red de infraestructuras que permitan la gestión y tratamiento de las aguas que se generan en la cuenca de drenaje además de vigilar que no se produzcan vertidos incontrolados.

En el caso de los parámetros de salinidad y temperatura, los valores indican que estos se encuentran dentro de los parámetros normales presentes en la laguna, cabe destacar que según el estudio de la Universidad de Murcia, Situación del Mar Menor estados de referencia y situación actual, que la duración del periodo de bajadas de salinidad se ha visto sostenida anormalmente en el tiempo y como consecuencia probable de las entradas superficiales y subsuperficiales de la ribera interna del Mar Menor.

Según los últimos informes la Universidad de Murcia sobre la valoración de la situación del Mar Menor, publicados en el 24 de mayo de 2018, en conjunto, se está produciendo una evolución positiva en la laguna con una disminución de los nutrientes en la columna de agua y una mayor transparencia de las aguas, respecto a los valores obtenidos para estas fechas en 2017. Se observa una mayor estabilidad, aunque muy dependiente del control de las entradas de aguas desde distintas vías, y se remarca la necesidad de controlar el nivel freático para disminuir la afluencia de las aguas del acuífero hacia la laguna, que podrían ser un factor desestabilizador.

1.3. Conclusiones y posible evolución del estado ecológico del Mar Menor.

Actualmente, y según los datos obtenidos mediante el seguimiento de distintos parámetros, en el Mar Menor se alternan periodos donde las aguas presentan una mayor transparencia y periodos donde aparecen blooms fitoplanctónicos y grandes aumentos de la turbidez. Este aumento de la turbidez dificulta la estabilización de los ciclos biogeoquímicos y la transferencia de la producción primaria desde la columna de agua hacia el bentos, ya que, disminuye en gran medida la penetración de la luz más allá de las capas someras de la laguna y en consecuencia obstaculiza la capacidad de las fanerógamas marinas para recolonizar zonas profundas y dificulta a los macrófitos como *Caulerpa racemosa* asentarse en zonas con una profundidad mayor de cinco metros.

Estas fluctuaciones se encuentran dentro de los procesos normales que se dan en los ecosistemas que han sufrido grandes perturbaciones o donde se han superado sus capacidades de resiliencia. El hecho de que se observen periodos con valores de transparencia mayores, que disminuyan los niveles de algunos nutrientes, y la aparición de *Caulerpa prolifera* de forma dispersa en algunas zonas de la laguna, implican una autorregulación de diferentes procesos donde intervienen multitud de factores y responden al hecho de que los ecosistemas tienden a autorregularse y aumentar su complejidad cuando las presiones a las que se han sometidos disminuyen, pero no por este motivo se puede hablar de una recuperación, ya que estas alternancias entre los periodos de transparencia y posteriores incrementos de la turbidez podrían dilatarse por un periodo largo de tiempo y volverse cíclicos

sino disminuyen las presiones sobre el medio o si estos imposibilitan la transferencia de la producción primaria desde el fitoplancton, presente en la columna de agua, hacia una producción primaria por parte del fitobentos. Por tanto, las probabilidades de volver a un estado con vegetación bentónica, pasan por que la turbidez se reduzca por debajo del umbral crítico mediante algún mecanismo de control o bien que se reduzcan los niveles de nutrientes para que la turbidez se mantenga por debajo de este umbral crítico.

En este sentido, la pérdida del fitobentos sufrido por la laguna en esta última crisis eutrófica, supone un efecto de retroalimentación positiva sobre el proceso de eutrofización y en consecuencia sobre el aumento de la turbidez, debido a que supone la movilización de grandes cantidades de materia orgánica y nutrientes que hasta entonces se encontraban controlados por el compartimento vegetal. Por lo tanto, esta retroalimentación positiva puede comportar el retraso de la fase de recuperación del ecosistema, incluso cuando el aporte nutrientes se sitúe en niveles similares al momento previo de la desaparición de la vegetación, haciendo que la recolonización de las comunidades bentónicas, una vez se den unas condiciones favorables, no sea un proceso lineal y gradual. Por tanto, si la reducción de nutrientes no consigue reducir la turbidez por debajo de un umbral crítico la evolución del Mar Menor podría ajustarse en buena medida a un sistema bifásico, que llevará al ecosistema a un nuevo estado de equilibrio en el que la vegetación bentónica estará ausente.

Si por el contrario se produce una reducción suficiente en la turbidez y se posibilita la recuperación del fitobentos de la laguna, es más probable que esta se produzca a partir de la recolonización por parte *Caulerpa prolifera* antes que por *Cymodocea nodosa*, debido a que sus requerimientos lumínicos son menores y su tasa de su crecimiento es mayor. La recolonización por parte de *C. prolifera* podría actuar como un mecanismo que favoreciera la reducción de la turbidez, al ejercer un control sobre los nutrientes de la columna de agua, además de estabilizar el sedimento, lo que podría acelerar la recuperación de *C. nodosa*, debido a la mejora de las condiciones ambientales que se ajusten mejor a los requerimientos de la fanerógama.

En conclusión, se puede afirmar que la estabilidad ecológica y la capacidad de resiliencia del Mar Menor son limitadas en estos momentos, estando muy condicionadas por sucesos que puedan producir perturbaciones y aumentar el grado de estrés. Por lo tanto se hace necesario eliminar o minimizar los impactos que se producen sobre la Laguna, especialmente la introducción de nutrientes que posibilite una reducción de la turbidez, con el consecuente incremento de la disponibilidad lumínica a mayores profundidades y que de este modo el ecosistema sea capaz de aumentar su complejidad mediante su propia dinámica y alcanzar un mayor grado de madurez.

El escaso periodo de tiempo transcurrido desde la crisis eutrófica y la complejidad de los procesos hacen difícil predecir la evolución del estado ecológico del Mar Menor. Es necesario un periodo de tiempo más dilatado para afinar las predicciones y distinguir si los sucesos observados y los cambios producidos, responden a una mejoría en el estado ecológico del Mar Menor y dirigen el ecosistema lagunar hacia un estado en que la producción primaria sea realizada por el fitobentos, alcanzando de este modo un punto de partida similar al que se encontraba anteriormente a la crisis eutrófica y en consecuencia recuperando todas las capacidades del ecosistema o si por el contrario estas fluctuaciones son una sucesión de acontecimientos que dirigen el ecosistema a un nuevo punto de equilibrio, donde la producción primaria esté sustentada desde el fitoplancton. En todo caso se hace necesario establecer medidas de gestión para evitar la entrada de nutrientes en el Mar Menor para que la situación actual no sea la que perdure en el tiempo.

1.4. BIBLIOGRAFÍA

- Ruiz J.M. et al., IEO Centro Oceanográfico de Murcia (COMU), Centro Oceanográfico de Málaga (COMA). “Programa de seguimiento de eutrofización en la laguna costera Mar Menor IEO, 2017”.
- Ruzafa-Pérez, A. ;C. Marcos, Situación del Mar Menor Estados de referencia y situación actual. UMU (Universidad de Murcia).
- Ruzafa-Pérez, Valoración de la situación del Mar Menor. UMU (Universidad de Murcia) (2017-2018).
- Universidad politécnica de Cartagena; Plan de Vigilancia del Fitoplancton del Mar Menor.
- J., García-Moreno, P., Carreño, F. y Ruiz, J.M. (2017). Evaluación del estado de conservación de las praderas de *Cymodocea nodosa* en la laguna costera del Mar Menor. 2014-2016. Informe del Instituto Español de Oceanografía y la Asociación de Naturalistas del Sureste. Murcia.157pp.