



**MINISTERIO
DE CIENCIA, INNOVACIÓN
Y UNIVERSIDADES**

Instituto Español de Oceanografía
REGISTRO GENERAL DEL INSTITUTO
ESPAÑOL DE OCEANOGRAFÍA
SALIDA
Nº Reg: 000001300s1800003062
Fecha: 30/08/2018 14:13:04

INSTITUTO ESPAÑOL
DE OCEANOGRAFÍA

S/REF. 07-803_0177/0411
N/REF. PAM/AMS
FECHA 30 de agosto de 2018
ASUNTO Art 36 y 37 Ley 21/2013

Secretaría de Estado de Medio
Ambiente
Dirección General del Agua
Subdirección General de
Infraestructuras y Tecnología
Plaza San Juan de la Cruz s/n
28071 Madrid

R. AUX. M. AGRICULT. Y PESCA,
ALIMENTACIÓN Y M. AMBIENTE (S/JC)

Entrada 20180010029445
31/08/2018 10:10:15

Se adjunta informe sobre proyecto informativo y estudio de impacto ambiental sobre el "Análisis de soluciones para el objetivo del vertido cero al Mar Menor proveniente del Campo de Cartagena".

Director del IEO

P. A. R.D. 1950/2000 ART. 13.2
EL SUBDIRECTOR GENERAL DE INVESTIGACIÓN



Fdo: PABLO ABAUNZA MARTÍNEZ

Eduardo Balguerías Guerra

CORAZÓN DE MARÍA, 8
28002 MADRID
TEL.: 91 342 11 11 / 12
FAX: 91 555 19 54
director@md.ien.es



**INFORME DE ASESORAMIENTO TÉCNICO
DEL ÁREA DE MEDIO MARINO Y PROTECCIÓN AMBIENTAL
DEL INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRAFÍA (IEO)**

ASUNTO	Respuesta del Instituto Español de Oceanografía a la consulta acerca del Proyecto Informativo y Estudio de Impacto Ambiental sobre el "Análisis de soluciones para el objetivo del vertido cero al Mar Menor proveniente del Campo de Cartagena".
Organismo solicitante	Dirección General del Agua. Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación Y Medio Ambiente (Actualmente El Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación)
Fecha de solicitud	05 de Junio de 2018

El Instituto Español de Oceanografía, tras ser estudiada la documentación disponible por investigadores del Centro Oceanográfico de Murcia y de la Sede Central de Madrid informa lo siguiente de acuerdo con los distintos documentos y apartados de los mismos:

RESUMEN EJECUTIVO:

Apartado 2. DIAGNÓSTICO

Página 7: Respecto a los párrafos que se incluyen a continuación:

‘El estado ambiental de la laguna se ha considerado como relativamente bueno durante ese período (1970, primera mitad de 2015) lo que parecía indicar una relativa oligotrofia de sus aguas.

Sin embargo, desde la segunda mitad de 2015 se ha experimentado un cambio drástico en los niveles de eutrofia y actualmente se considera que la laguna se encuentra en un estado que se puede denominar de “crisis eutrófica grave” que ha supuesto el “colapso ambiental”.’

Esta afirmación no es del todo correcta. El proceso de eutrofización ya estaba diagnosticado en la laguna y era evidente en la zona de influencia de la rambla del Albuñón desde hace al menos una década, especialmente desde su desembocadura hasta Los Urrutias. Por tanto, el cambio drástico se ha producido en el resto de la laguna, ya que en esta zona continúa como estaba



desde hace muchos años. De hecho se identificó en varios estudios al Mar Menor como área de eutrofia, al menos en su cuenca sur, y en el Plan de Cuenca de la CHS se detallaban niveles de referencia superiores a los de otras áreas costeras del litoral murciano.

Página 8:

El IEO está de acuerdo en que la vegetación bentónica (*Caulerpa prolifera* y *Cymodocea nodosa* principalmente) y otros componentes del ecosistema, pueden haber contribuido a controlar los excesos de nutrientes evitando que estuvieran a disposición del fitoplancton u otras algas oportunistas de crecimiento rápido. A lo largo de la documentación presentada, y en muchos otros documentos relacionados con el tema, se presentan las proliferaciones de medusas como otro grupo de organismos que pudo contribuir también a controlar este exceso de nutrientes. Sin embargo se ha de tener en cuenta que las medusas no absorben nutrientes directamente, ya que se trata de consumidores secundarios. Son las plantas (e.g. *Cymodocea nodosa*), las macroalgas (e.g. *Caulerpa prolifera*) o el fitoplancton los organismos que los absorben. Algunos autores sostienen que su contribución a reducir o controlar la eutrofización estaría relacionada con su capacidad para controlar las poblaciones de fitoplancton. Sin embargo las medusas son animales carnívoros que se alimentan preferentemente de zooplancton. No son filtradores como los moluscos, sino que se alimentan capturando a sus presas. Pueden ingerir fitoplancton ocasionalmente cuando la abundancia de estos productores primarios sea muy elevada, pero difícilmente con la eficiencia suficiente como para controlar sus poblaciones. Más aún, la influencia de poblaciones masivas de medusas podría, al contrario, favorecer las proliferaciones de fitoplancton a través de una cascada trófica; las medusas reducen las poblaciones de zooplancton, aminorando así la presión de depredación que este grupo pueda ejercer sobre el fitoplancton. Este tipo de control de cascada trófica medusas – zooplancton – fitoplancton ha sido sugerido en otros ecosistemas marinos, y por el contrario no se conoce ningún estudio que sugiera que las medusas puedan actuar reduciendo las poblaciones de fitoplancton de forma directa. Es cierto que el Mar Menor presenta características particulares que lo diferencian de otros sistemas, pero ninguna de ellas permite plantear la hipótesis de que el papel trófico de las medusas pueda ser diferente al observado en otras zonas. Por lo tanto, consideramos que la hipótesis de que las medusas puedan haber jugado un papel de control de la eutrofización (controlando las poblaciones de fitoplancton) es muy poco plausible y debería ser descartada a no ser que se presentaran otras evidencias que pudieran respaldarla.

Respecto a la relación entre la crisis ecológica y el calentamiento de las masas de agua, no se explica cuál es el mecanismo detrás de esta hipótesis ni su justificación, se hace necesaria una explicación con cierto detalle. A continuación sí se reconoce que no fue el factor determinante de la reducción de la vegetación bentónica (praderas de *Caulerpa* y *Cymodocea*), cuya biomasa sí puede haber contribuido al incremento de materia orgánica en el fondo y de nutrientes en la columna de agua (que a su vez contribuiría a potenciar y mantener en el tiempo las proliferaciones de fitoplancton). Esto no deja de ser una interpretación de lo ocurrido y debería presentarse como tal, como una hipótesis plausible. Sería recomendable exponer, en primer lugar la enorme complejidad del sistema y la multitud de factores, tanto naturales (como la variabilidad climática) como antropogénicos (vertido de aguas residuales, modificación de las



ramblas, estacionalidad de la población, etc.) que están interactuando y con capacidad de modificar las características y dinámica del sistema. Y en segundo, que la información disponible es siempre limitada y no permite evaluar todas estas interacciones a una multitud de escalas espaciales y temporales que pueden ser relevantes. En este sentido, es necesario tener en cuenta que los cambios en los factores físicos y antropogénicos provocan con frecuencia respuestas no lineales sobre los componentes biológicos, llegando incluso a provocar cambios estructurales abruptos (conocidos como cambios de régimen) que no revierten necesariamente al estado anterior una vez que ha cesado el factor o impacto que ha generado el cambio.

Figura 4:

Se cita que el vertido de fosfatos se produce eminentemente desde la agricultura. Sin embargo durante décadas ha sido muy importante la descarga de efluentes de aguas residuales con tratamiento deficiente, que debían presentar altos contenidos de fosfatos, particularmente hasta que se redujo su uso en la formulación de detergentes. Por tanto no se trataba de vertidos puntuales sino continuos, al menos con respecto a las aguas residuales de Los Alcázares y de forma puntual también las de otras EDARs en verano (San Javier) al estar claramente infra-dimensionadas para el aumento poblacional estival.

Apartado 3. SOLUCIONES

Página 13:

Al igual que se ha comentado previamente, el segundo párrafo no es preciso: ‘El drástico cambio experimentado en 2015 en el estado de eutrofia del Mar Menor que supuso pasar de un estado de eutrofización en equilibrio a un estado de grave eutrofización y colapso ambiental.’

Por definición, eutrofización se refiere al exceso de nutrientes en el ecosistema. Los efectos de este exceso sobre el ecosistema, sobre los productores primarios y otros componentes, aunque forman parte del proceso, son consecuencia del exceso de nutrientes en el medio. El que tales efectos no sean visibles se debe a la actuación de mecanismos de retroalimentación del ecosistema capaces de recircular, almacenar o secuestrar parte o todos los nutrientes en exceso, pero el ecosistema ya está, por definición, inmerso en un proceso de eutrofización. Por tanto, realmente ya había un proceso de eutrofización continua mucho antes de 2015 localizado en la cuenca sur de la laguna, particularmente detectable en la zona de influencia de la desembocadura de la rambla del Albuñón (como mínimo hasta Los Urrutias). Este es un hecho que no debería obviarse, ya que lo que ha ocurrido realmente es que se ha extendido a toda la laguna un proceso que estaba teniendo lugar en una parte de la cuenca sur desde hace muchos años.

Página 15:

Respecto al primer párrafo, no se puede considerar que la implantación de un sistema de filtros verdes constituya una restauración ambiental, ya que las zonas embalsadas no son propias del



entorno semiárido del Mar Menor. Esta actuación facilitará la presencia de especies de ambientes con mayor humedad que pueden competir con las adaptadas a la escasez de recursos hídricos que son propias de este sistema (criptohumedales). Es cierto que algunas de estas especies ya han colonizado la rambla del Albuñón, que lleva años siendo un río por los aportes de aguas residuales, el agua de exceso de riego, el rechazo de desalobradoras, etc., pero no es la situación propia de este sistema. Por tanto, no debe justificarse como restauración ambiental.

Página 17:

Con respecto a la Actuación 17, la roturación de multitud de ramblas en las últimas décadas y la obra pública han reducido la red de drenaje y concentrado, por tanto, la evacuación de episodios torrenciales a través de un número reducido de las mismas. La recuperación de estas ramblas favorecería la dispersión del agua durante estos episodios reduciendo el volumen que finalmente accede a la laguna.

Página 28:

Con respecto a la gestión colectiva frente a gestión individualizada, es necesario puntualizar que existen centenares de pozos legales cuyo uso está autorizado y que esta propuesta se restringe a aquellos recursos hídricos que requieran desalación para su aprovechamiento. Es necesario dejar eso claro en el documento, ya que el agua de un pozo legal que no se desale podrá seguir utilizándose como se ha realizado hasta el día de hoy ¿o es que se propone cerrar todos los pozos incluidos los legales?

ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL “Análisis de soluciones para el objetivo del vertido cero al Mar Menor proveniente del Campo de Cartagena”

Página 2:

Sería conveniente incluir en el listado de legislación la Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de protección del medio marino, como transposición de la Directiva Marco de Estrategia Marina.

Página 42:

Se echa en falta una descripción más detallada sobre el proceso que ha llevado a la eutrofización del Mar Menor. Existe gran cantidad de información sobre el proceso de eutrofización que debería haberse considerado, particularmente en relación a concentraciones de nutrientes, clorofila y fluorescencia obtenidos en programas de seguimiento estatal (DMA) o regionales financiados por la CARM y proyectos de investigación. Esta información será fundamental para evaluar la contribución de las medidas propuestas a la resolución del problema.

En otros apartados y secciones también se echa de menos un mayor detalle sobre la información recabada, particularmente de los seguimientos para dar cumplimiento a la DMA y la evaluación que ha realizado la CHS en el plan de cuenca. Solo se incluye la conclusión pero no la información relevante sobre los parámetros relacionados con la eutrofización.



Página 53:

Con respecto a las Comunidades biológicas en el Mar Menor, se sugiere que las praderas de *C. prolifera* y posteriormente la proliferación de las medusas mediterráneas *Cotylorhiza tubercultata* y *Rhizostoma pulmo*, han actuado como elementos que han absorbido el exceso de nutrientes, por un lado, y las proliferaciones masivas de plancton, por otro, evitando la eutrofización.

Esta hipótesis de que las medusas han controlado la proliferación masiva de plancton y contribuido así a evitar la eutrofización se vuelve a mencionar en al menos otras dos ocasiones a lo largo del documento:

En la página 141: "el control ejercido desde los niveles superiores de la red trófica, como el plancton gelatinoso y el ictioplancton, han ayudado a mantener bajos los niveles de clorofila, aunque a costa de soportar elevadas poblaciones de medusas mediterráneas"

Y en la página 533, cuando se dice: "Se sugiere que las praderas de *C. prolifera* y la proliferación de las medusas mediterráneas *Cotylorhiza tubercultata* y *Rhizostoma pulmo*, han actuado como elementos de control del exceso de nutrientes."

El hecho de que con anterioridad a la "crisis ecológica" sufrida por el Mar Menor se observara una disminución de la abundancia de estos organismos se entiende que se puedan considerar como un factor que haya podido influir en dicha crisis, consistente entre otras cosas en un incremento de la eutrofización del sistema. Sin embargo la interpretación que se hace del mecanismo que relaciona ambos hechos (abundancia de medusas – crisis (eutrofización)) no encaja con el papel que tradicionalmente se otorga a las medusas en las redes tróficas marinas y tampoco en su posible relación con los procesos de eutrofización. Las medusas son organismos plantónicos predadores y en general se consideran carnívoros, y por lo tanto se alimentan de zooplancton. Es decir, se alimentan de organismos que son considerados el segundo nivel de la cadena trófica. Es cierto que se pueden alimentar de un amplio rango de tamaños, pero ningún estudio sugiere que el fitoplancton suponga un componente importante en su dieta. Esta posición trófica está avalada por multitud de estudios tanto experimentales como observacionales (por ejemplo a través del análisis de isótopos estables). Es decir, sí es cierto que pueden ejercer una elevada presión de depredación sobre otros organismos planctónicos, pero principalmente sobre el zooplancton, no sobre el fitoplancton. Esto pone en tela de juicio la interpretación que se hace sobre su papel como factor que pudiera controlar (reducir) la eutrofización. Más aún, existen algunos estudios (e.g. Bakun y Weeks, 2006; Fish and Fisheries 7: 316-333) que sugieren que su papel puede ser justo el contrario, cuando su efecto de depredación sobre el zooplancton puede provocar lo que se conoce como una cascada trófica, favoreciendo un aumento del fitoplancton que se ve liberado de la presión de depredación del nivel trófico intermedio (el zooplancton). Es decir, justo lo contrario que se sugiere para el Mar Menor.

Además, sobre el posible papel que pudieran jugar las medusas en el flujo de materia y energía del sistema es necesario tomar en consideración que estos organismos están compuestos de agua en una proporción mucho más elevada que los organismos "normales" (copépodos, peces o incluso los humanos). La cantidad de carbono (elemento principal de la materia orgánica) que presentan las medusas es de 1,5 kg de carbono por cada metro cúbico de medusas, frente a 100 kg de carbono por metro cúbico en otro tipo de organismos (Acuña et al., 2011; Science 333:



1627-1629). Es decir una diferencia de 1,5 a 100 por unidad de volumen. Esto quiere decir que las proliferaciones de medusas, que fueron muy importantes durante años, pudieron jugar un papel menos relevante en la red trófica de lo que su elevada abundancia pudiera aparentar. En este sentido hay que recordar además que la recogida que se ha hecho de estos organismos durante años ha permitido tener un índice relativo de su abundancia (Ruiz et al. 2012), pero no una estimación ni siquiera aproximada del tamaño de las poblaciones.

Las particularidades del ecosistema del Mar Menor y de las comunidades que alberga pudieran determinar que las medusas desempeñaran un papel en la red trófica diferente al que se ha observado en otras zonas. Sin embargo, no hay ninguna evidencia en este sentido, y los conocimientos que se tienen sobre estos organismos indican que de haber jugado un papel en el funcionamiento de la red trófica del Mar Menor y en el incremento de la eutrofización habría sido, en todo caso, el de favorecerla y no al contrario.

Página 64. Figura 48:

En este mapa la información bionómica del Mar Menor es la correspondiente a 2016, por lo que no puede pertenecer a las Ecocartografías del MAPAMA, realizadas en años anteriores. Esa información bionómica del Mar Menor debe ser referenciada como Belando et al. (2015). Igualmente, la información bionómica del infralitoral Mediterráneo es información perteneciente a la CARM, creada originalmente por Calvín et al. (1999) y actualizada por TAXON e IEO en 2004 para la CARM, por tanto, debe ser referenciada adecuadamente.

Páginas 79-80:

Los pies de figura 67 y 68 son iguales. Debería corregirse probablemente el pie de figura 68.

Apartado 3.2 ANÁLISIS DE LA PROBLEMÁTICA. CONCLUSIONES DEL DIAGNÓSTICO:

Página 140: Con respecto al siguiente párrafo:

‘Por otra parte, la acumulación de lodos y sedimentos en los fondos del Mar Menor se ha generado al estar la cuenca hidrográfica vertiente a la laguna desprotegida frente a los episodios de arroyada torrencial que en determinados momentos se producen en su cuenca vertiente directa, el Campo de Cartagena.’

Aunque los aportes durante las riadas puedan ser los más relevantes, también contribuyen al enfangamiento de los fondos el propio proceso de eutrofización, depositando material particulado y restos vegetales con alto contenido en materia orgánica en el fondo. De hecho, los suelos agrícolas tienen bajos contenidos en materia orgánica y sin embargo en los fondos de la laguna estos contenidos son superiores al 5% en la mayor parte de su superficie, superando incluso el 20% antes incluso del proceso de eutrofización masiva. Por tanto la contribución propia de los procesos que tienen lugar en la laguna al enfangamiento debe ser también relevante y probablemente la principal.



En cualquier caso hay que diferenciar entre fangos y el grado de enriquecimiento orgánico del sedimento. El enfangamiento (en sentido geológico de acumulación de fangos) de los fondos del Mar Menor no es un proceso ligado exclusivamente a la transformación antrópica de la laguna y su cuenca vertiente. Las lagunas costeras como el Mar Menor son sistemas naturales de acumulación de materiales donde la acumulación de fangos a partir de determinada profundidad es una característica sedimentaria habitual de este tipo de sistemas acuáticos. La distribución de estos fangos y su estructura estratigráfica fue descrita por Simonneau en 1973 y ocupan la mayor parte de la laguna, a excepción de los márgenes más someros ocupados por arenas y que solo representan entre un 15 y un 20% de la superficie del fondo lagunar. Esta estructura se describe igualmente en diversos estudios de las décadas de los 70 y 80 y se confirma en la década de los 90 por Díaz del Río (1990) y Mas (1994). Por tanto, los fangos en el Mar Menor y su acumulación es un proceso de naturaleza sedimentológica. La transformación antropogénica de la cuenca vertiente puede haber favorecido mayores tasas de aportes de fangos a la laguna, pero no es responsable del volumen de fangos acumulado en la laguna a partir de los 2-3 m de profundidad. Por otro lado, hay que diferenciar este proceso a escala lagunar y geológica de acumulaciones locales de fangos en con alto contenido orgánico en zonas someras originados por actividades humanas concretas como diversos tipos de construcciones costeras (puertos deportivos, espigones) u obras de mantenimiento de playas (operaciones de “arremangamientos” de arena).

Otro aspecto bien diferente es el contenido en materia orgánica de los fangos que si puede haber aumentado en las últimas décadas por el incremento generalizado de aportes autóctonos y alóctonos de origen antrópico directo o indirecto.

En relación a este tema, llama mucho la atención que en la *sección 4.3.5 del Anexo 1 (p. 191, Proceso de eutrofización)* se presente una imagen poco realista, de los fondos del Mar Menor formados por arenas oxidadas con poca materia orgánica. Es poco creíble que todo el fondo del Mar Menor fuera de esta forma ya que implica que no existían los fangos característicos que aparecen a partir de una determinada profundidad (2-3 m) y que ocupan la cubeta central de la laguna, descritos en los trabajos anteriores y consistente con datos propios (León; Belando et al. 2015).

Página 140 (y p. 191, sección 4.3.5.1, ANEXO I): Con respecto al párrafo:

*“Hasta la década de 1970 el Mar Menor era marcadamente oligotrófico y la producción primaria era principalmente bentónica, con praderas de *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina* y *Z. noltii*”.*

No se puede afirmar que en el Mar Menor existiera *Zostera* (*Z. marina* y *Z. noltii*) en la década de los 70. Las referencias a estas especies proceden de los trabajos de Lozano Cabo (1954) y todos los expertos coinciden en que son identificaciones erróneas y que realmente fueron confundidas con *C. nodosa* y *Ruppia cirrhosa*, que son las dos especies de angiospermas marinas reconocidas en el Mar Menor (Ballester 1985, Belando et al 2015, Ruiz et al 2015 (atlas de angiospermas marinas de España)).

Página 141 (y sección 4.3.4. Dinámica de nutrientes, ANEXO I, págs. 189-190):



Con respecto al párrafo: “*En los 90, as concentraciones de nitratos en la laguna aún eran bajas y se mantenían siempre por debajo de 0,62 mg/L,..*”.

Parece haber algún tipo de error en las referencias de nutrientes que se aportan y sus unidades. Una concentración de 0,62 mg/L equivale a 620 µg/L, que a su vez equivale a 44 µmol/L, lo cual es una auténtica barbaridad. De acuerdo, por ejemplo, con Mas (Tesis Doctoral 1994) y datos propios del IEO los rangos de nitratos (expresado en µg/L) en diferentes periodos son como 3 órdenes de magnitud más bajos:

1982: 0-3,83 µg/L NO₃

1986: 0,01-2,61 µg/L NO₃

1991: 0,01-4,46 µg/L NO₃

Igualmente, se dice que a finales de los 90 las concentraciones de este nutriente ascienden hasta 5 mg/L, es decir 5.000 µg/L NO₃, lo cual tampoco tiene sentido. Es más que probable que se haya cometido un error en las unidades que hay que subsanar, sobre todo teniendo en cuenta que los nutrientes son un elemento clave del estudio. Precisamente por ello, habría que tratar el tema de los nutrientes con algo más de detalle y rigor, abarcando no solo los nitratos sino también el resto de nutrientes (nitritos, fosfatos y amonio, incluso silicatos), revisar bien la bibliografía (tesis doctorales y artículos publicados, informes), las fuentes de donde salen estos valores, hacer una buena revisión de datos publicados, estandarizarlos a una unidad de medida adecuada (µg/L o µmol/L) y referenciarlas debidamente en el texto o en una tabla.

En el informe final del estudio oceanográfico del MM del IEO (Fraile et al. 2018) se aportan datos de nitritos, nitratos, fosfatos, amonio y silicatos en toda la superficie lagunar, a diferentes niveles de profundidad y en cada época del año entre noviembre de 2016 y septiembre de 2017.

Se aporta informe con mapas y tablas de datos expresados en µmol/L para que sea incluido en esta parte del informe.

Página 141 (y ANEXO I, y páginas 191-194):

El tema de la vegetación bentónica del Mar Menor no ha sido tratado de forma adecuada en todos los documentos del EsIA:

En primer lugar, se asume que hasta 2015 “*la vegetación bentónica de los fondos blandos del Mar Menor consistía principalmente en una pradera monoespecífica de Caulerpa prolifera.....*”.

Esta afirmación viene de interpretaciones realizadas a partir de los mapas de vegetación mostrados en la figura 98 (p. 192, ANEXO I). Sin embargo, dichos mapas fueron obtenidos mediante técnicas no adecuadas para cartografiar de forma precisa la distribución de las praderas marinas y en estudios independientes con objetivos muy dispares, ninguno de ellos contemplando el mapeo preciso de las comunidades de macrófitos. Por tanto, cualquier



interpretación extraída de esta información no puede ser concluyente y debe tomarse con mucha cautela. Varios autores han considerado que a finales de los 90 y en los 2000 la laguna era casi toda una pradera mono-específica de *Caulerpa* con áreas prácticamente marginales de praderas de *Cymodocea*. Esta situación es bastante poco creíble teniendo en cuenta la metodología empleada y la precisión de los muestreos, pero además se demuestra que no se corresponde a la realidad cuando en 2014 el IEO y ANSE realizan la cartografía precisa de las praderas del Mar Menor (Belando et al. 2015). En esta cartografía se pone en evidencia la existencia de una superficie muy considerable de praderas de *C. nodosa* tanto en las zonas someras como en las zonas profundas, lo que contradice la idea de una regresión de este hábitat en las últimas décadas en el Mar Menor. De acuerdo con Belando et al (2014) y Ruiz et al (2015), en 2014 existen 8.086 hectáreas de praderas de *C. nodosa* (mono-específicas y mixtas con *C. prolifera*) en buen estado de desarrollo estructural, lo que representa el 54% del área ocupada por praderas marinas en la laguna. Esto tiene implicaciones importantes, por ejemplo:

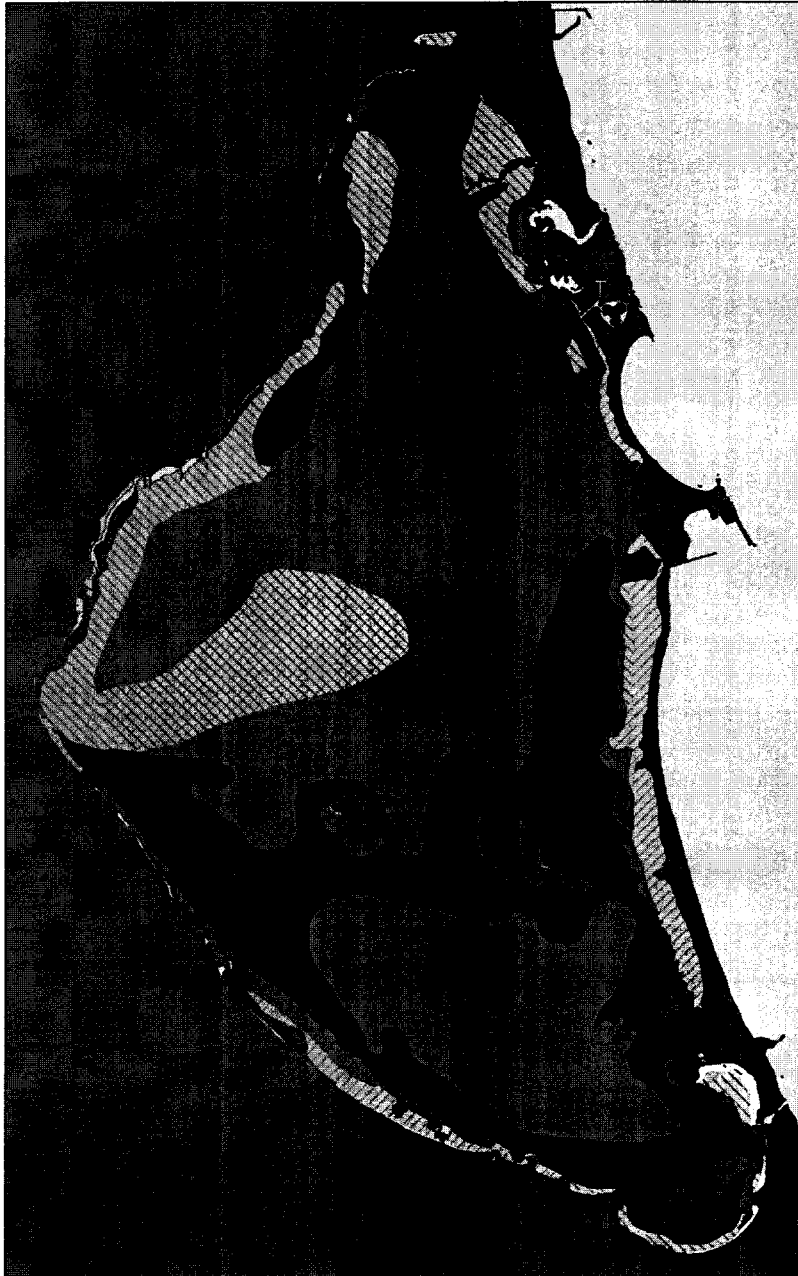
- A la hora de valorar el papel de la vegetación en el control de los excesos de nutrientes no solo hay que tener en cuenta *Caulerpa prolifera*, sino también a la angiosperma *C. nodosa*. En 2014 Belando et al (2015) estimaron en base a datos reales que había una biomasa total en la laguna de *C. nodosa* de 19.101,4 tn, superior incluso a la de *C. prolifera* (11.492,9 tn). En términos de biomasa total de macrófitos bentónicos en el Mar Menor, en 2014 el 62,4% correspondía a *C. nodosa* y el 37,6% a *C. prolifera*. Solo para el caso del Nitrógeno, empleando datos propios y bibliográficos de composición elemental de los diferentes tipos de tejidos, se obtiene que dicha biomasa contiene entre 163 y 324 tn de Nitrógeno en el caso de las praderas de *C. nodosa* y unos 278 tn en la pradera de *Caulerpa prolifera*. Por tanto, *C. nodosa* tiene tanta importancia o más que *C. prolifera* en el control de los nutrientes por la vegetación bentónica, que llega a suponer hasta un 50% del N y hasta el 75% del P en el balance global de la laguna.
- También, al perderse la vegetación tras la crisis eutrófica de 2015 (Belando et al. 2017), no solo se pierde la pradera de *Caulerpa* sino también la mayoría de las praderas de *C. nodosa*. De hecho, de acuerdo con información bionómica actualizada obtenida en verano-otoño de 2017, tan solo queda el 11,9% de las praderas de la angiosperma cartografiadas en 2014. Esto a su vez tiene importantes repercusiones en el control de los nutrientes y sedimentos de los fondos de la laguna.

En segundo lugar, se sugiere que es la colonización de *Caulerpa prolifera* la responsable de la regresión de la angiosperma, especialmente en las zonas profundas más fangosas en las que la anoxia y la menor cantidad de luz hacen a la angiosperma más vulnerable. Aunque la hipótesis es factible, la realidad es que no existe a día de hoy ninguna prueba objetiva y consistente que la corrobore. Es más, datos disponibles de los muestreos realizados por Belando et al. (2015) para determinar el estado de vegetación no aporta ninguna evidencia de la existencia de este tipo de interacciones para el caso de las praderas de *C. nodosa* en el Mar Menor.



En esta misma línea, en la sección 4.3.5 del ANEXO I (pág. 191) se explica que los nutrientes inducen el recubrimiento de las fanerógamas por epífitos y que poco a poco son sustituidas por macroalgas. Este modelo de interacción nutrientes-macrófitos ha sido descrito en diferentes sistemas costeros del mundo pero no es extrapolable a todas las situaciones ya que es mucho más complejo y depende de bastantes factores, entre los cuales destaca el tipo de especie de angiosperma marina. Así, el modelo de respuesta descrito podría ser válido para especies de crecimiento lento adaptadas a ambientes estrictamente oligotróficos como *Posidonia oceánica*, pero no para el caso de *Cymodocea nodosa* de amplio espectro ecológico y muy plásticas tanto fenotípica como genotípicamente. Al igual que *Caulerpa*, *Cymodocea* también tiene una enorme capacidad de captar nutrientes tanto del agua como del sedimento. Por otro lado, no existe ninguna evidencia científica que apoye la hipótesis de que los nutrientes han causado la regresión de *Cymodocea*. Todo lo contrario, la cartografía realizada por Belando et al (2015; IEO) demuestra que hasta 2014 existían una grandes extensiones de praderas muy bien estructuradas de *Cymodocea nodosa* en una amplia área del fondo de la laguna, tanto en las partes someras arenosas como en las extensas llanuras fangosas a mayor profundidad, independientemente de la presencia y abundancia de *Caulerpa prolifera*. La distribución de las praderas marinas obtenida en este trabajo es muy parecida a la descrita por Ballester en los 80 (1985) y contradice la idea de una trayectoria regresiva de *Cymodocea* en el Mar Menor desde dicha época.

A continuación se muestra una figura con la distribución de la vegetación bentónica en 2014 de acuerdo con Belando et al. 2015:



Leyenda

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

Distribución de la vegetación bentónica en 2014 de acuerdo con Belando et al. 2015.

Página 190 del Anexo I:

Se afirma que: “Además, la elevada disponibilidad de nutrientes ha favorecido la expansión de ciertas especies oportunistas, especialmente macroalgas bentónicas. Este proceso está afectando al funcionamiento ecológico de la laguna como al uso turístico de la misma”.



La única evidencia científica fiable y robusta de que macroalgas oportunistas como *Caulerpa prolifera* podrían haber visto estimulado su crecimiento por las entradas de nutrientes es la aportada por el Dr. Jorge Terrados en su tesis doctoral (Terrados, J. 1991. Crecimiento y producción de las praderas de macrófitos del Mar Menor, Murcia). Sin embargo no se menciona esta referencia ni aquí ni en muchas otras partes del documento en los que se trata el tema de los macrófitos, lo cual refleja que la bibliografía especializada no se ha manejado de forma adecuada en el estudio. Por otro lado, en los trabajos de este autor se demuestra que no solo *Caulerpa* podría haber estado limitada por nutrientes en el Mar Menor sino también *Cymodocea*, por la que la entrada de nutrientes podría igualmente haber favorecido la expansión de este macrófito (no tan oportunista como *Caulerpa*) en el Mar Menor. Por último ¿a que se refieren con las afecciones al funcionamiento ecológico o al uso turístico? Se deberían aportar evidencias objetivas científicas que apoyan este tipo de afirmaciones. Desde el punto de vista del funcionamiento del ecosistema, si bien la colonización de *Caulerpa* puede haber tenido efectos adversos sobre comunidades bentónicas y nectónicas, también ha tenido efectos en sentido contrario (positivos o beneficiosos). El mismo Terrados en su tesis doctoral concluye que a) la colonización por el alga ha protegido los sedimentos evitando su resuspensión y favoreciendo la transparencia de las aguas, b) sus elevados contenidos en N y P ha aumentado la capacidad del macrofitobentos de absorber las entradas de nutrientes (en competencia con las poblaciones fitoplanctónicas) y c) lo anterior puede haber implicado un aumento de la resistencia del Mar Menor frente a los procesos de eutrofización (Terrados 1991, págs. 192-193). Por tanto, la idea de que la entrada de nutrientes solo ha supuesto efectos negativos al ecosistema debe ser matizada y contextualizada de forma más adecuada.

Página 193 del Anexo I:

Se afirma que “*La colonización inicial de C. prolifera se produjo por la suavización de las temperaturas mínimas ya que esta alga no puede tolerar temperaturas por debajo de 10°C*”. En primer lugar, en el Mar Menor se siguen alcanzando temperaturas inferiores a los 10°C en invierno, por lo que esta explicación no es plausible. En segundo lugar, en la tesis de Terrados (1991) se demuestra que la reducción de la salinidad es más determinante que la temperatura a la hora de explicar la entrada y dispersión de *Caulerpa prolifera* en la laguna. Su crecimiento óptimo está precisamente a 44 psu, la salinidad actual, mientras que se deteriora significativamente a 50 psu.

Página 142 del EIA:

Se comenta que “*el calentamiento de las masas de agua ha sido un potencial detonante de la situación de la crisis eutrófica grave de la laguna, aunque no ha sido el factor determinante. Las inusualmente altas temperaturas medias alcanzadas en el Mar Menor en la segunda mitad de 2015 (por encima de 30°C) supusieron la reducción de los niveles fotosintético en Caulerpa (incluso su muerte) puesto que la especie es sensible a un incremento de la temperatura del agua por encima de dicha cifra.*” A continuación comenta que el deterioro o muerte del alga tendría como consecuencia la pérdida de control de los nutrientes y su disponibilidad para el fitoplancton en la columna de agua, incrementando la turbidez. En la página 142 se insiste en



este planteamiento como detonante de la degradación de la laguna. Aunque parte de lo que plantea pueda ser cierto (p.e. la elevada sensibilidad de *C. prolifera* a la alta temperatura por encima de 28°C p.e. Terrados 1991), el planteamiento presenta imprecisiones. Por un lado no se dispone de ninguna evidencia de cuál fue la causa (o causas) concretas de la pérdida de la vegetación bentónica. Por otro lado, otros factores como la luz experimentaron graves alteraciones muy críticas para la supervivencia de los macrófitos, incluso algas como *Caulerpa prolifera* con requerimientos mínimos de luz por lo general bastantes bajos. De hecho, la pérdida de la vegetación afectó tanto a *Caulerpa* como a *Cymodocea nodosa*, siendo esta última especie muy resistente al incremento de la temperatura (su crecimiento aumenta incluso por encima de 30°C). Por tanto, la desaparición masiva y repentina de la vegetación no puede ser atribuida exclusivamente a las altas temperaturas de 2015. Mediciones de irradiancia PAR y fotosíntesis realizadas por Belando et al. 2017 son consistentes con la hipótesis de la reducción de la luz como causa principal de la pérdida de las praderas. Debido a la proliferación masiva de fitoplancton, durante muchos meses entre 2015 y 2016 los niveles de irradiancia PAR en el fondo llegaron a estar por debajo del 5% e incluso del 1% (equivalente a la zona fótica de los océanos), respecto a la irradiancia que atraviesa la superficie del agua. Estos niveles de irradiancia están por debajo de los requerimientos mínimos de la mayoría de los macrófitos acuáticos.

Las lluvias torrenciales de invierno de 2016-2017 no pudieron contribuir a explicar la pérdida de las praderas puesto que dicha pérdida ya se había producido en verano-otoño de 2016, momento en el que se realizó el estudio de las praderas de Belando et al. (2017).

Página 147:

Se concluye que una de las afecciones clave de la laguna ha sido “*Sustitución de las praderas de fanerógamas (Cymodocea) por pradera de macroalgas (Caulerpa) hasta el 91%.*”

Esta afirmación no es cierta y debe ser corregida de acuerdo con los comentarios anteriores. Lo único que se puede decir es que el alga *Caulerpa* se expandió por todo el Mar Menor, pero en base a la información científica disponible no se puede decir que ha sido a costa de sustituir el 91% de las praderas de *Cymodocea* ya que en 2014 la situación descrita por Belando et al, no apoya que este escenario se haya producido a largo plazo.

Igualmente se menciona la “*Desaparición de la mayor parte de macroalgas (85% de cobertura) con disminución de entrada de luz y anoxia.*” Los resultados de Belando et al. (2017) hacen referencia a la pérdida del 85% de todas las praderas marinas, representada no solo por la macroalga *Caulerpa* sino también por la angiosperma *Cymodocea*. Por otro lado, como se ha comentado en algún punto anterior, la reducción de la luz es más bien la causa de la pérdida de las praderas (de forma aislada o en combinación con otros factores, que desconocemos) y no solo su consecuencia. Es cierto que la descomposición de las praderas entre 2015 y 2016 podría haber retroalimentado la turbidez de la columna de agua y hacer que el periodo de agua coloreada y turbia se prolongase más de lo normal.



Junto a este informe se adjuntan copias de los informes de Belando et al. (2015) y Belando et al. (2017), junto con las capas georreferenciadas de los mapas de vegetación de 2014 y 2017.

Página 141:

La siguiente frase es incompleta *‘Esto ha generado una descarga del acuífero a la Rambla del Albujón, manteniendo un caudal de base en el tramo final de la desembocadura durante determinados momentos del año.’*

Además de la contribución del propio acuífero ha sido significativo el aporte de los efluentes de la estación de depuración de aguas residuales de Los Alcázares hasta hace pocos años y el del rechazo de desaladoras ilegales. Por tanto, se trataba de una descarga compleja de, al menos, las tres fuentes citadas.

‘El estado ambiental de la laguna se ha considerado como relativamente bueno durante ese período (1970, primera mitad de 2015) lo que parecía indicar una relativa oligotrofia de sus aguas.’ Esto podía aplicarse a la mayor parte de la laguna, pero el proceso de eutrofización era evidente desde hace dos décadas en la cuenca sur. Por tanto no se debe interpretar que no había evidencias de este proceso, como han mostrado multitud de publicaciones científicas, aunque no se hayan integrado en documentos ambientales oficiales.

Página 142 y 144:

De nuevo se atribuye el cambio a eutrofización masiva de la laguna al aumento de temperaturas en verano, siendo un proceso normal y habitual en la laguna, tal y como muestran las series temporales. En cualquier caso puede ser intensificado debido a eventos anómalos de calentamiento del agua, o más bien a una incremento en su frecuencia, que es lo que realmente se está observando, tal y como se indica en las predicciones del IPCC. En el informe del IEO de Fraile et al (2018) se discute esta posibilidad en base al análisis de una serie temporal de temperatura superficial del Mar Menor (ver documentación anexa; págs. 30-39), en la que se detecta precisamente un cambio de tendencia bastante significativo en 2015. Pero además, el proceso de eutrofización es mucho más complejo como para explicarlo solo por temperatura ya hay que tener en cuenta otras variables tanto ambientales como biológicas o climáticas tanto a corto como a largo plazo.

Figura 117:

Ver comentarios correspondientes a la Figura 4 del Resumen Ejecutivo.

Página 152: Sobre sistemas de saneamiento unitarios:

El uso de un sistema unitario de saneamiento, que es deficiente en su conservación, contribuye también a la descarga continua de efluentes de aguas residuales sin tratar en las zonas de rotura o en momentos de alta presión, y permite también que la red reciba agua salina desde el acuífero



con el que está en contacto. A esto se suma la práctica común de bombear agua desde los sótanos y garajes de las poblaciones del litoral a la red de saneamiento, aumentando su salinidad y dificultando su tratamiento y reutilización. Por tanto su impacto e incidencia no se restringe a los episodios torrenciales y es una fuente relevante de nutrientes y otros contaminantes que debería ser considerada para reducir su contribución al problema.

Se echa en falta la mención de los aportes que suponen los efluentes de las viviendas no conectadas a las redes de saneamiento. Aunque se trata de aportes puntuales asociados a cada vivienda aislada y dispersas por todo el Campo de Cartagena, también contribuyen a la contaminación y quizá se podría proponer la mejora del diseño de las fosas sépticas para minimizar su impacto. El aporte individual de cada una no es relevante, pero sí lo es la suma de todos los existentes.

Página 161 y 169 y anexo I: Sobre actividad portuaria:

Se da a entender que la diferencia entre los amarres disponibles y las embarcaciones existentes es la causa de la existencia de las zonas de fondeo no reguladas. Discrepamos de esta afirmación ya que en numerosos casos se ha demostrado que tras ampliarse una instalación portuaria ello no ha supuesto la desaparición posterior del fondeadero anexo. Por otro lado, dados los graves desequilibrios ambientales y ecológicos que experimenta el Mar Menor, la creación de instalaciones náuticas de nueva planta no debería permitirse bajo ningún tipo de justificación, ni siquiera por interés general. Aunque el impacto de la actividad náutica no es la causa del problema de eutrofización del Mar Menor, si contribuye al deterioro del agua, los sedimentos y el ecosistema debido a:

- a) alteraciones hidrodinámicas y sedimentarias permanentes que causan problemas de enfangamiento en zonas de dominio público con uso de baño,
- b) deterioro de la calidad del agua
- c) emisión de contaminantes potencialmente tóxicos para los organismos marinos (PAHs, materia orgánica y nutrientes, TBT, metales pesados).

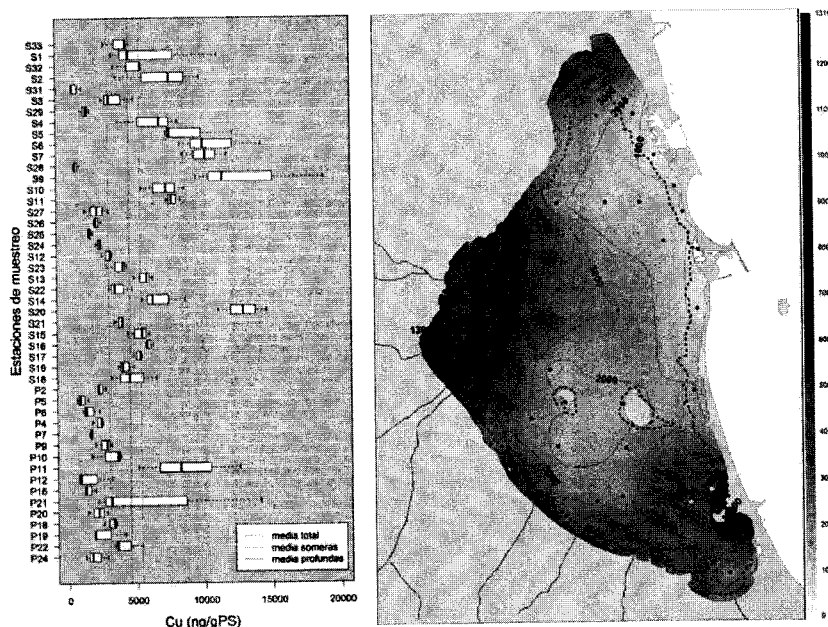
Por tanto, y partiendo de que la densidad de instalaciones náuticas dentro del Mar Menor supera la de cualquier zona costera, y que es un medio confinado con elevados tiempos de residencia de la masa de agua, la posibilidad de creación de nuevas instalaciones náuticas o ampliación de las existentes estaría fuera de lugar. Es más, las medidas aplicadas deberían estar orientadas a una mayor limitación y control de la actividad.

Respecto a la contaminación causada por la actividad náutica se mencionan los PAH y el TBT. Deberían mencionarse las fuentes bibliográficas de donde ha extraído esta información. Por otro lado hay otros componentes importantes de la contaminación causada por esta actividad. En primer lugar compuestos químicos como el cobre, metal pesado presente en las pinturas antifouling de los cascos de las embarcaciones. Debería mencionarse en este apartado, aunque si lo hace más adelante, pág. 162). En un estudio del IEO (Belando et al. (2017), adjunto) se ha puesto en evidencia la influencia de este tipo de contaminación en el Mar Menor a través de las



concentraciones de este metal acumuladas en los tejidos de la angiosperma marina *Cymodocea nodosa*. Aunque también es cierto que puede indicar influencia de compuestos fitosanitarios, las mayores concentraciones se observaron en zonas con instalaciones náuticas (Lo Pagán-Santiago de la Rivera, Los Alcázares, Los Urrutias-Los Nietos y la isla del Ciervo; ver Figura a continuación). En segundo lugar hay que tener en cuenta el lavado de aguas sucias almacenadas en las sentinas de las embarcaciones ya que, a pesar de existir una regulación bastante estricta al respecto para su descarga en las instalaciones náuticas, éste se realiza directamente al mar, sin control, tanto en las propias infraestructuras portuarias como fuera de ellas, bien en fondeaderos como en otras zonas. Estos vertidos son una fuente de materia orgánica y otros contaminantes y, por tanto deben aplicarse medidas para su control. Principalmente, hay que revisar y aplicar la legislación existente, que las instalaciones náuticas tengan la infraestructura adecuada y operativa y dimensionada para la flota que alberga, que los residuos sean recogidos y tratados debidamente, que se informe a los usuarios sobre la obligación de descargar las aguas de lastre en tierra así como de la norma y sanciones, etc.

A continuación se muestra una figura donde aparece la concentración de Cobre (mg g^{-1} peso seco) en los rizomas de *Cymodocea nodosa* en el Mar Menor. Consultar en pág. 60 del informe de Belando et al. (2017) anexo.



Concentración de Cobre (mg g^{-1} peso seco) en los rizomas de *Cymodocea nodosa* en el Mar Menor. Izda: valores medios y rangos en praderas someras (S) y profundas (P); dcha: distribución espacial (línea discontinua representa isobata de 3 m).

Página 172 y Anexo I: Sobre actividad pesquera:

El estudio considera que el incremento de la captura de langostino en 2016 podría ser también consecuencia del incremento de la presión pesquera por diferentes motivos. Teniendo en cuenta



la serie histórica de capturas de esta especie, las capturas de 2016 fueron demasiado excepcionales como para explicarlas por un aumento de la presión pesquera. Esta hipótesis es poco probable dadas las características de la pesca de esta especie. Por la normativa pesquera vigente el Mar Menor se divide en zonas o “postas” en las que se pueden calar las charamitas, como se conoce aquí al arte para la pesca de esta especie, y dentro de cada una se calan un determinado número de unidades del arte. Aún asumiendo que se han calado más artes que otros años, es poco probable pensar que dicho incremento explique el pico tan excepcional de langostino. El langostino es una especie detritívora, por la que dicho pico sería más explicable por la enorme producción de detritus generado por el bloom fitoplanctónico y la descomposición de las praderas, que tuvo lugar justo en algún momento entre verano de 2015 y otoño de 2016 de acuerdo con Belando et al. 2017). De acuerdo con la bibliografía disponible, el langostino se reproduce en la zona de Guardamar y entra al Mar Menor para alimentarse, por lo que es más aceptable la hipótesis de que se produjo una entrada masiva de sus poblaciones atraídos por la enorme disponibilidad de alimento producida en tan poco tiempo. No obstante habría que analizar otras posibilidades, como que al haber tanto alimento hubiera encontrado condiciones óptimas para reproducirse dentro del Mar Menor ese año o que la explosión poblacional se produjera realmente en el Mediterráneo y lo que pasó en el Mar menor fuera tan solo un reflejo de ello. Por otro lado es interesante considerar también las consecuencias económicas. El precio del langostino cayó de forma considerable durante las capturas masivas en 2016 debido a la elevada oferta. En la actualidad parece que no se han recuperado los precios anteriores a 2016, por lo que si esto se mantiene habría que considerar la posibilidad de que los efectos de la crisis eutrófica de 2015-2016 pudieran haber tenido un impacto negativo sobre el recurso al causar una devaluación de este importante recurso pesquero. Se recomienda pues que se realice un análisis más completo y objetivo de las consecuencias de la crisis eutrófica sobre los recursos pesqueros de ésta y otras especies objetivo.

Página 179 del Anexo I: 4.1.1 Hidrografía, hidrodinámica, oceanografía:

Se echa de menos una descripción más detallada de la salinidad y la temperatura a las escala espacio-temporal más relevante para el funcionamiento de la laguna. Los datos de Fraile-Nuez et al son parciales, solo corresponden a la situación de otoño. En el documento adjunto (Fraile et al 2017) se aportan los datos correspondientes al ciclo anual completo junto con su variación espacial.

Se echan de menos otras variables hidrográficas importantes como el oxígeno. Sería necesario recopilar datos de la bibliografía. En el documento adjunto de Fraile et al (2017) hay datos de esta variable entre 2016 y 2017.

Faltan datos muy relevantes de nutrientes y de clorofila a. Esta última variable se trata también en el apartado 4.1.4 (Productividad, pág. 183, Anexo I), pero se hace de forma muy superficial. Es muy llamativo que tratándose de un proceso de eutrofización no se haga una recopilación rigurosa de estas variables hidrográficas y se intente realizar un análisis más objetivo y completo de la situación pasada y presente. Respecto al apartado relacionado



“Hidrodinamismo” y “procesos oceanográficos” es muy llamativo que no se incluya ninguna información relativa a corrientes.

En el Anexo I no tiene sentido la separación entre sección 4.1.2 (Hidrodinamismo, pág 180) y la sección 4.1.6 (parámetros oceanográficos actuales). Se recomienda separar lo que es hidrografía (variables físico-químicas y clorofila a) de Hidrodinamismo (corrientes y balance hídrico en golas, tiempos de residencia, etc.) y ambos englobarlos dentro de un apartado mayor denominado “procesos oceanográficos”. Por otro lado, en estas secciones hay que actualizar la información aportada por Fraile et al. 2017 (adjunto) y con otras fuentes bibliográficas disponibles.

Por otra parte, los estudios a partir de los que se estima el intercambio de cada gola con el Mediterráneo son por ahora bastante puntuales y no abarcan toda la variabilidad temporal a la escala adecuada, que según datos disponible, es enorme. Por tanto, cualquier actuación enfocada a modificar los caudales de las Golas de Encañizada y Marchamalo debe estar basada en estudios más detallados, precisos y amplios que recojan dicha variabilidad. En esta misma línea, cuando se habla del taponamiento de las Encañizadas por sedimento hay que tener en cuenta que hay una Encañizada que se mantiene abierta y que es la otra la que parece haberse colapsado. Por otro lado habría que analizar con más detalle si dicho colapso ha tenido un efecto significativo a nivel hidrográfico en el Mar Menor y en sus tasas de renovación de la masa de agua, y para ello harían falta datos y análisis más precisos de los que se dispone en la actualidad, en la línea apuntada anteriormente, sobre todo si se pretenden utilizar dichos datos y análisis para valorar la posibilidad o idoneidad de modificar los flujos de las golas como actuaciones para reducir los efectos de la eutrofización.

Página 194 del Anexo I: 4.3.5.2.1. Fitoplancton:

La descripción de las respuestas de la comunidad fitoplanctónica a la eutrofización es bastante confusa y poco precisa. Hay que insistir en la necesidad de aportar las referencias bibliográficas adecuadas que apoyan las afirmaciones y datos que se aportan. Revisar mejor la bibliografía disponible, se aprecia que faltan referencias bibliográficas relevantes y más actuales (como p.e. Ghai, R., Hernandez, C. M., Picazo, A., Mizuno, C. M., Ininbergs, K., Díez, B. & Rodríguez-Valera, F. (2012). Metagenomes of Mediterranean coastal lagoons. *Scientific reports*, 2.)

En primer lugar no hay un reemplazo de células grandes por pequeñas, simplemente que por la mayor disponibilidad de nutrientes las células grandes crecen más y adquieren mayor protagonismo. Hay que especificar si se está hablando de número de células o biovolumen. No se mencionan grupos relevantes en la situación de eutrofización del Mar Menor como las cianofíceas (*Synethococcus sp*), Prasinofíceas y Haptófitos, todas pertenecientes al picoplancton (entre 1,6 a 5 μm). Es llamativo también que no se mencionen grupos de tamaño grande muy importantes y característicos como los dinoflagelados (*Gymnodinium sp*, *Heterocapsa sp* y *Prorocentrum minimum*). Las interacciones fitoplancton-zooplancton no están bien explicadas y parecen incluso contradictorias. Por ejemplo. “Mediante el ramoneo de copépodos, las medusas también actúan indirectamente sobre el fitoplancton pequeño, reduciendo el control top-down que realizarían aquellos sobre éstos”. En cualquier caso, en la misma línea que ya se ha



apuntado en un comentario anterior, el posible control de las medusas sobre el fitoplancton a través de la ingestión de zooplancton herbívoro no está cuantificado y además no parece añadir nada pues el control ya ha sido realizado por el zooplancton pero además eso favorecería el desarrollo del fitoplancton pequeño. Se debería documentar y explicar mejor esta parte.

Página 195: Sobre el caballito de mar:

El texto no es preciso con respecto a las causas de la regresión de las poblaciones de esta especie en el Mar Menor. El hábitat del caballito de mar no está asociado a Cymodocea, sino a macrófitos en general y puede estar en zonas someras y profundas y en zonas de roca. Por otro lado las praderas de Cymodocea no han estado en regresión antes de 2015, como se argumentado anteriormente. Otra cosa bien diferente es saber de qué forma ha afectado la regresión de las praderas a partir de 2015 a las poblaciones de esta especie tras la regresión de las praderas marinas a partir de 2015. Por otro lado, en la actualidad la extracción de caballito por pescadores y redes antimedusas es mínima, pero no se mencionan episodios del pasado en los que la extracción de caballito por pescadores fue muy intensa ya que existía un incentivo económico. Los animales eran destinados a la industria de la decoración o suvenires. No está documentado el impacto que tuvo este episodio en la población de esa época, pero bien pudo haber influido en la regresión de sus poblaciones que, por otro lado, es **anterior** al episodio de eutrofización de 2015.

Página 196: Sobre las especies de interés pesquero:

La gráfica de la Figura 99 llega hasta el año 2000 y habría que actualizarla para poder afirmar si, a largo plazo, se han confirmado las mencionadas tendencias de las especies de peces comerciales o se trata simplemente de fluctuaciones a largo plazo relacionadas con muchos otros factores. También habría que comprobar si dichas tendencias y fluctuaciones están relacionadas con las de las mismas especies en el Mediterráneo. Los datos de capturas de la lonja no separan la parte que corresponde al Mar Menor de la que corresponde al Mediterráneo. Es también curioso que se achaque a los cambios en el sedimento y no se mencionen los cambios en las condiciones hidrográficas acaecidas a partir de la apertura del Estacio. Las relaciones entre la evolución de las especies objetivo de la pesca en el Mar Menor con los cambios ambientales experimentados por la laguna debe ser analizado con más rigor y con datos actualizados.

Página 166: 3.2.3 Síntesis de la problemática para la definición de actuaciones:

Con respecto al apartado del aporte excesivo de fertilizantes: La referencia incluida en esta frase ‘*Se han detectado 70 contaminantes de distinta naturaleza, con gran variabilidad de concentración diaria y estacional, en la Rambla del Albuñón (Moreno González, Rodríguez Mozaz, Gros, Pérez Casanovas, & León, 2014),...*’ es incorrecta ya que corresponde a la entrada de fármacos y debería ser reemplazada por Moreno-González, Campillo, García y León, 2013) que es la correspondiente de contaminantes orgánicos regulados y pesticidas de uso actual.



Página 168: Sobre la incorporación de contaminantes a las aguas subterráneas y sobre elevación del nivel freático

Actualmente se están reutilizando buena parte de los efluentes de las depuradoras tratados, y éstos pueden contribuir también al aporte de nutrientes, ya que no eliminan en su totalidad la carga contaminante que albergan. Aunque se cumpla la normativa, contribuyen con unos aportes de origen urbano al entorno agrícola que tampoco se han considerado en esta sección. También se echa en falta la consideración de las fuentes urbanas hacia el agua subterránea, no sólo las fugas desde la red de saneamiento sino también las descargas de las viviendas distribuidas por todo el Campo de Cartagena que no están conectadas a dicha red. Habría que estimar los aportes que puede suponer todo el conjunto de población dispersa y si la mejora del diseño de las fosas sépticas podría ayudar a minimizar la transferencia de contaminantes a las aguas subterráneas desde estas fuentes.

La elevación del nivel freático facilita la infiltración de contaminantes desde la red de saneamiento de los núcleos de población, especialmente costeros, por lo que esta fuente también habría que considerarla para adoptar medidas que reduzcan su contribución. Por tanto se echan en falta medidas adicionales para otras fuentes de contaminación, que aunque sean menores que la del propio riego también están contribuyendo al problema.

3.2.3.4 Procesos erosivos y del transporte de sedimentos

Los procesos erosivos se han potenciado en determinadas zonas del Campo de Cartagena ya que gran parte de las ramblas que había en toda su extensión se han roturado y se ha concentrado la escorrentía en un número reducido de cauces. La red de ramblas era muy amplia lo que permitía repartir los procesos de transporte y erosión por una mayor superficie y reducía la descarga en la laguna. Actualmente hay ramblas en las que se han concentrado las descargas de otras secundarias como por ejemplo en la rambla de El Albuñón o la rambla de La Maraña. A ello ha contribuido también la construcción de autovías, que no han dejado zonas de paso para todas las ramblas existentes y concentran también las escorrentías en determinadas cuencas. Por tanto se echa en falta alguna medida de recuperación de encauzamientos de ramblas secundarias que existían hasta hace un par de décadas, de modo que la red de drenaje sea más densa que facilite la dispersión antes de su descarga en la laguna. También debería tenerse en cuenta para dotar a las obras públicas (autovías, canales, etc.) de canales de paso de agua suficientes que faciliten la dispersión de la masa de agua durante los episodios torrenciales.

Página 170: 3.2.3.5 Desbordamiento de los sistemas de saneamiento en tiempo de lluvia

El problema que generan las redes de saneamiento no se restringe a los episodios de lluvia, sino también a las filtraciones hacia el acuífero si no están en buen estado. Se considera la mejora de las propias EDAR, pero es fundamental mejorar la propia red de saneamiento, especialmente en el entorno lagunar para reducir la transferencia de contaminantes a la laguna por esta vía.



Titulo 4: DESCRIPCIÓN DEL PROYECTO Y ANÁLISIS DE ALTERNATIVAS

Las medidas de seguimiento y control propuestas en las actuaciones 1 y 3 centran todo el esfuerzo en el personal necesario para supervisar las actuaciones, sin considerar ningún tipo de ayuda económica o medida que promocióne este tipo de acciones que ayuden a las empresas y particulares a abordar la inversión necesaria, no para cumplir la normativa sino para responder satisfactoriamente a las mayores exigencias propuestas. Por ejemplo los análisis de suelos, estiércol, etc., supondrán un sobre coste adicional de empresarios que no se está considerando. El análisis de alternativas debería contemplar el coste económico de las actuaciones no solo para la Administración como inspectora de las actuaciones sino también para los usuarios. De este modo el análisis de alternativas sería completo.

Página 215: 4.5 Actuación 5: Extracción directa de las aguas subterráneas para el drenaje del acuífero

Como bien se explica, la desnitrificación es una alternativa que a día de hoy no garantiza el éxito de esta actuación ya que se encuentra en fase experimental. Teniendo en cuenta además que la reutilización para riego no está totalmente garantizada en el tiempo, la posibilidad de acometer la captación de las aguas del acuífero solo podrá plantearse cuando exista una garantía técnica real de la eficacia de las mencionadas técnicas de desnitrificación, así como del dimensionamiento adecuado de la planta desalobrador de El Mojón. En relación a dicha eficiencia es necesario aportar información de las concentraciones finales de nitratos de las aguas evacuadas al Mediterráneo.

Los filtros verdes constituyen un sistema de filtración y retirada de nutrientes que no debe justificarse por la restauración ambiental, ya que los sistemas que representa, humedales continuamente inundados de agua dulce no son propios de este entorno (lo son los criptohumedales con los puede competir la fauna por los recursos disponibles). Además el humedal propuesto está sobre dimensionado, ya que actualmente no recibe los rechazos de las desaladoras y por tanto el volumen de aguas captadas de la rambla del Albuñón es inferior al indicado. Esto puede llevar a que no haya volumen suficiente para el mantenimiento de este humedal. Quizá sean necesarios aportes adicionales desde los pozos de extracción para completar este volumen, pero no está claro en la propuesta si va a ser así o no.

- En la Página 211. No explica porqué no es necesario ampliar el emisario existente en la desaladora de Cabo de Palos. Teniendo en cuenta que una zona de muy alto valor ecológico debería argumentarse esta postura.

4.6 Actuación 6: Extracción de aguas subterráneas por aprovechamiento mediante pozos.

En esta actuación se considera el coste de las desaladoras privadas que correría a cargo de los usuarios en las parcelas (116 millones de €). Esto hace que haya cierta incoherencia en el cálculo de costes con respecto a las medidas precedentes 4.1 y 4.3 que no contemplan el coste que supondrá la adaptación de las instalaciones para los empresarios y particulares. La inversión necesaria a realizar por parte de los usuarios debería ser considerada o no, según el criterio adoptado, pero no para unos casos sí y para otros no como ocurre en estos casos.



Anexo 16. Valoración de los impactos derivados del emisario submarino:

- Se considera que *P. oceánica* está bien adaptada al enterramiento por sedimentos, lo que prevé que la resuspensión de sedimentos durante la construcción de la franja inicial del emisario tendrá una influencia de baja intensidad para el hábitat. Esto no es cierto, de las aprox. 60 especies de angiospermas marinas del mundo esta es precisamente la que menos capacidad de crecimiento vertical tiene (2-15 mm/año de media) y, por tanto, la más vulnerable a enterramientos incluso de pequeña intensidad (unos 3 cm) y temporales (Ruiz 2000, tesis doctoral).
- Se minimiza el impacto de la tubería sobre la pradera de *P. oceánica* diciendo que el impacto potencial (0,45 has) representaría solo el 0,003% de la superficie total del hábitat de la Región de Murcia. Esto es especulativo. Podríamos valorarlo de esta forma respecto al hábitat en toda la costa española y el impacto sería mucho más “insignificante”. La importancia de las funciones de las praderas dependen de la extensión de las mismas a diferentes escalas espaciales, por lo que una pérdida de superficie de pradera siempre significará una reducción de su funcionalidad ya sea a escala local o a escala más amplia. Además, localmente implica sin lugar a dudas un deterioro del estado de conservación del LIC que la encierra y en consecuencia una mayor afección directa e indirecta a un espacio de Red Natura 2000. Igualmente supone un incumplimiento del Buen Estado Ambiental de varios de los descriptores definidos en las Estrategia Marinas. Por tanto, el argumento planteado no es aceptable y debe ser valorado de forma más realista con su valor ecológico y el propio de la zona en la que está.
- Se minimiza también el impacto del emisario sobre la pradera diciendo que es una zona ya alterada por la presencia del emisario de la EDAR. Basándonos en un conocimiento muy detallado de esta zona de pradera, el impacto principal de este emisario actual se limita a una zona próxima al límite inferior de pradera (26 m) y a la zona justo bajo la tubería. Es más que seguro que la nueva tubería afecte en su mayor parte a pradera en buen estado de conservación y en consecuencia un mayor grado de afección a Red Natura 2000.
- Se proyecta que el vertido se realizará a 2,5 km del límite profundo más próximo de la pradera de *P. oceánica*. El estudio estima que esta distancia será suficiente para que la influencia del vertido no llegue a la pradera, pero discrepamos de esta conclusión, por varias razones:
 1. Los valores arrojados por los modelos no pueden nunca tomarse en términos absolutos sino en términos meramente cualitativos, por tanto los valores que se aportan solo pueden tomarse de forma orientativa y en ningún caso garantizan que cierta influencia del vertido puede acabar influyendo la pradera. En base a la experiencia, es habitual que las simulaciones de este tipo no se correspondan con



la realidad, en particular en lo que respecta a la afección remota de las praderas de Posidonia. Para que sea cuantitativo debe haberse sometido a una calibración con valores reales, pero ello no se ha realizado (y no se suele realizar por la complejidad que entraña).

2. Se dispone de evidencia de que vertidos cuantitativamente menores procedentes de las instalaciones acuícolas pueden alcanzar la pradera de *P. oceánica* localizada a 2 km de distancia (Ruiz et al 2010)
3. De acuerdo con datos propios recabados en la zona, existe una zona de pradera profunda frente a San Pedro del Pinatar con un estado de degradación significativo relacionado con los vertidos existentes en la zona, la EDAR a 700 m de la pradera y el polígono de acuicultura a unos 2 km. De acuerdo con sus características, el potencial del vertido planteado con el nuevo emisario para aumentar la intensidad de esta presión en la zona es más que evidente y, por tanto, con elevadas probabilidades de contribuir a mantener e incluso potenciar el grado de afección de la pradera de *P. oceánica*.
 - Consideramos que la concentración de Nitrógeno del vertido al Mediterráneo es muy elevada (80 mg/l) y debería ser reducida a valores inferiores a 40 mg/l, que siguen siendo bastante elevados para el medio receptor. Proponemos métodos adicionales/alternativos de dilución como la colocación de reductores Venturi, probados con éxito en vertidos hipersalinos de plantas desaladoras, pero también para vertidos de aguas residuales.
 - Debería plantearse el alejamiento adicional del emisario 0,5 km más de lo propuesto.
 - Proponemos que el punto de vertido de aleje lo más posible de la comunidad de detritico costero y de la comunidad de Algas Esciáfilas con facies de gorgonias, y que se aproxime más a la zona de Fondos Detríticos Enfangados al norte de la ubicación propuesta.
 - Deben valorarse las posibles interacciones con la acuicultura debido a posibles influencias de las aguas residuales. Se trata de una actividad que necesita una buena calidad del agua y, por otro lado, se tiene que garantizar que se mantienen las características de la producción acuícola para la salud humana.

Página. 231. Alternativa 6B. Emisario submarino.

La distancia de este vertido a la pradera debe ser del orden de 3 km (ver comentarios anteriores).



Página 258: 4.11 Actuación 11: Mejora de los sistemas de saneamiento

Se echa en falta considerar los aportes regulares que suponen los sistemas de bombeo de garajes en los núcleos urbanos costeros, y cuya descarga a la red de saneamiento debería evitarse por el aumento de salinidad y pérdida de calidad de agua que supone. Estos aportes junto con las filtraciones de agua hacia la red de alcantarillado afecta al tratamiento del conjunto de las aguas residuales y a su potencial reutilización para riego.

4.12 Actuación 12: Ampliación y mejora de los sistemas e instalaciones de depuración

Además de la conexión de núcleos urbanos pequeños a la red de saneamiento que se contempla en esta actuación se echa en falta la mejora del diseño de los pozos ciegos que se utilizan en las viviendas aisladas cuyos residuos no podrán incorporarse a la red de saneamiento. Se debería de proponer un modelo de fosa séptica que reduzca los aportes de nutrientes al agua subterránea ya que son muchas más las viviendas que se quedan sin conectar a la red de alcantarillado y considerar ayudas para su financiación por parte de los particulares.

Página 292: 4.19. Actuación 19: Mejora en la integración ambiental de usos

- Debe contemplarse de forma explícita la delimitación de áreas marinas protegidas para la biodiversidad marina.
- No se menciona nada sobre la Anguila y su problemática actual.

Página 296: 4.20 Actuación 20: Mejora de las condiciones físico-químicas de la laguna

- a) Adaptación de las infraestructuras de conexión entre el Mar Menor y el mar Mediterráneo

Las altas temperaturas y salinidad son propias de esta laguna costera semicerrada, de hecho antes de la apertura del canal del Estacio eran más altas. Por tanto no deben ser un criterio para alterar de nuevo el intercambio con el Mediterráneo, que ha favorecido la incursión y colonización de especies invasoras. La conexión con el Mediterráneo nunca debería ser superior a la que ha tenido en las últimas décadas, ya que esto potenciaría la mediterraneización de la laguna (ver también comentarios anteriores relacionados con este tema).

- b) Mejora en la gestión de la masa de agua, incluyendo intercambios y flujos de agua y los sedimentos del lecho lagunar

La retirada de sedimentos del fondo de la laguna no debe considerarse como una herramienta adecuada en el Mar Menor. Además de afectar a las especies que habitan permitiría la resuspensión de material soterrado como los metales traza, que ya constituyen un problema crónico en el sistema. Por otro lado si el interés es la retirada de fangos del fondo, la clave es atajar su formación con medidas que vayan a la causa. Hay que tener claras dichas causas, si



son geológicas, biológicas, ¿Qué parte es alóctona y cual autóctona? ¿Cuál es el volumen de estos sedimentos? ¿Dragar una sección solucionaría algo? No tiene sentido retirar periódicamente fangos del fondo marino si se producen por las condiciones hidrodinámicas y fisicoquímicas del sistema de forma continuada. Esto llevaría al empobrecimiento ecológico de las zonas dragadas por retirada continua de fauna y flora, tal y como ha ocurrido recurrentemente en todo el perímetro lagunar al remangar arenas para la regeneración de playas (p.e. Los Urrutias).

- c) Desarrollo de sistemas de bioextracción de nutrientes mediante organismos filtradores autóctonos.

La bioextracción se puede aplicar utilizando organismos filtradores introducidos o propios del sistema, algunos de los cuales proliferan masivamente en las condiciones actuales de eutrofia. Habría que evaluar si es más eficiente la introducción de bivalvos filtradores, como la ostra, o retirar por ejemplo poliquetos u otros filtradores que crecen actualmente de forma masiva y rápida si disponen de superficies de soporte para ello (por ejemplo sobre postes de madera que se podrían instalar y limpiar regularmente). En cualquier caso habrá que contemplar la infraestructura necesaria para la retirada de la biomasa generada para eliminar los nutrientes y biomasa del sistema. En cualquier caso no se ha realizado ninguna experiencia en el Mar Menor y éstas deben ser ejecutadas siguiendo las recomendaciones del grupo de expertos coordinado por la Dra. Marina Albentosa (IEO), antes de que esta acción sea planteada como una posible medida.

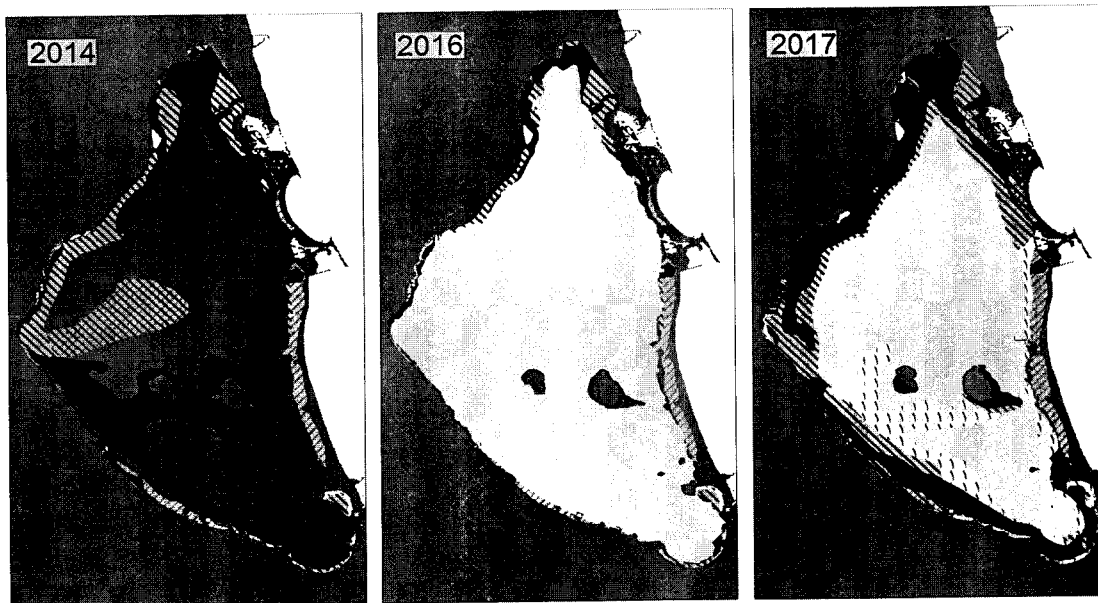
- d) Recuperación de sub-hábitats lagunares de gran valor ecológico.

- Son hábitats, no sub-hábitats. En cualquier caso Comunidades o Biocenosis.

- Consideramos improcedente la revegetación con *Caulerpa prolifera*. No porque consideremos que pueda tener un impacto negativo sobre el sedimento, como sostienen algunas fuentes, sino porque su capacidad de recolonización de las áreas desvegetadas es asombrosamente rápida.



En el siguiente mapa se muestra la evolución de la vegetación entre 2014 y 2016:



Se ha observado que se han recuperado 4.420 hectáreas de praderas de las 13.384 Ha perdidas a partir de 2015 y toda esa superficie recolonizada corresponde a *Caulerpa*, que es la única capaz de crecer tan rápidamente (datos de IEO-ANSE, 2018, informe inédito). En 2018, comprobaciones puntuales en diferentes zonas nos han permitido comprobar que ya hay zonas parcialmente colonizadas por *Caulerpa*. Por tanto, no tienen sentido acciones de ayuda para esta especie ya que si las condiciones lo permiten recolonizará los sedimentos en pocos años.

En el caso de las praderas de *Cymodocea nodosa* no se observa esta capacidad de recuperación, el proceso de recolonización será más lento. Pero, aún así, consideramos que no es viable plantear la repoblación con esta especie ya que no existen garantías de éxito y las experiencias realizadas en otras zonas no han tenido éxito alguno. Una repoblación con esta especie solo tendría sentido con plántulas aclimatadas obtenidas a partir de semillas. Sin embargo esto es a priori bastante complicado. La semilla de esta especie tiene dormancia, es decir, germina tras un periodo de duración variable (días a años). Las claves ambientales para activar la germinación deben ser investigadas en cada caso y en el Mar Menor este aspecto es desconocido. Experiencias de germinación empleando protocolos para poblaciones de otras zonas no han tenido éxito con semillas del Mar Menor y del Mediterráneo. Las semillas se quedan con las plantas paternas y se acumulan en el sedimento, luego habría que obtener muestras de sedimento de determinado volumen para obtener un número significativo de semillas y esto puede suponer un importante impacto para las praderas donadoras de semillas. Por tanto, aunque consideramos interesante y viable investigar en esta dirección, no puede contemplarse ahora como una medida de restauración de hábitats lagunares.



Página 298: Alternativas 20.A y 20.B

Se echa en falta la inclusión de la Directiva Marco de Agua, que obliga a disponer de un programa de seguimiento mensual en la columna de agua de parámetros fisicoquímicos y biológicos, y que debería constituir el centro del programa de seguimiento del Mar Menor, siempre que se obligue al organismo responsable a que no sólo indique si está o no por debajo de la normativa vigente, sino que sea capaz de aportar concentraciones ambientales de los indicadores más relevantes. Sobre este seguimiento básico que requiere la normativa europea habría que completarlo con el seguimiento de indicadores específicos relevantes para conocer el estado ambiental de la laguna, propuestos por un grupo de expertos.

El dragado de fango del fondo del Mar Menor no va a mejorar las condiciones fisicoquímicas de la laguna y debería aplicarse únicamente a escala local en relación a problemas concretos causados por impactos locales de actividades humanas como infraestructuras o acondicionamiento de playas, siempre que se garantice la no afección a hábitats y especies de relevancia ecológica. No debe considerarse el dragado de fango como una herramienta adecuada, ya que la retirada de material del fondo favorecerá de nuevo que los huecos generados se rellenen de nuevo con fangos.

Página 302: 5. Identificación, cuantificación y valoración de impactos

Todos los comentarios anteriores deben reflejarse en la valoración del impacto de las actuaciones contempladas. Tan solo destacar que consideramos que se ha subestimado el impacto del vertido al Mediterráneo sobre la pradera de *Posidonia oceánica* y otros hábitats vulnerables.

Página 339: Desnitrificación (filtros verdes y/o planta) y desalinización en planta de tratamiento.

Se considera que los filtros verdes que se instalarán en la desembocadura de la rambla del Albuñón presentarán durante la fase de explotación un impacto 'compatible en la fase de explotación por no afectar de manera negativa a sus componentes'. Sin embargo se trata de la creación de un humedal inundado de forma continua, que no es propio del entorno del Mar Menor y esto puede fomentar la colonización de este espacio por especies alóctonas adaptadas a este tipo de sistemas que compitan con las autóctonas de los criptohumedales. Esta competencia puede llevar a desplazamientos y regresión de especies protegidas. De hecho, como consecuencia de la existencia durante las últimas décadas del anómalo río del Albuñón creado por la suma de vertidos urbanos, salmueras, etc., hay especies que no son propias de este sistema litoral como la focha. Este tipo de actuaciones podría perpetuar y aumentar su presencia sin que se haya evaluado adecuadamente el efecto que puede tener sobre los ecosistemas colindantes. Por tanto el impacto durante la fase de explotación no puede considerarse como nulo, ya que no se ha evaluado el impacto de la introducción de especies alóctonas sobre el ecosistema protegido.



El emisario submarino también tendrá un impacto sobre el humedal RAMSAR del Mar Menor ya que afectará al entorno de las praderas de posidonia donde se produce la reproducción y el alevinaje de diferentes especies de peces que posteriormente podrían acceder a la laguna.

Título 9: Conclusiones. Configuración de escenarios y su valoración

Página 509:

La propuesta de bombeo perimetral correría a cargo de la Administración y la de los bombeos individuales de los propios regantes. Se argumenta que en este último caso no se podría controlar el vertido incontrolado de salmueras, pero eso ya ocurre en la actualidad y previsiblemente en el futuro sea cual sea la opción elegida. Quizá una opción mixta podría ser más realista. Probablemente ambas acciones serían complementarias y no tendrían que ser excluyentes, ya que hay pozos legales que extraerán agua y en el caso de desalación su salmuera podría tratarse de forma conjunta con la de los pozos perimetrales. La anulación total de utilizar pozos legales en el Campo de Cartagena probablemente potenciaría las actividades ilegales de extracción y vertido más que si se articulara un sistema controlado para hacerlo, gestionando adecuadamente los residuos (evidentemente solo para los pozos legales y autorizados).

Madrid, 30 de agosto de 2018

