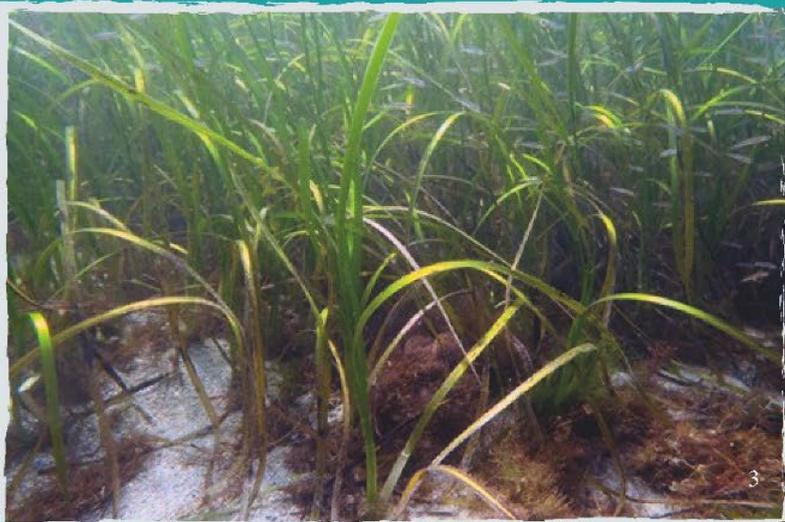


Directrices comunes para la gestión y conservación de las fanerógamas marinas



Directrices comunes para la gestión y conservación de las fanerógamas marinas

INFORMADAS A LA CONFERENCIA SECTORIAL DE MEDIO AMBIENTE EL 24 DE JULIO DE 2024

Fotografías de portada:

1. Pradera de *Posidonia oceanica*. (Diego García-Bellido).
2. Pradera de *Cymodocea nodosa*. (Javier Murcia).
3. Aspecto de una pradera de *Zostera marina* en la Ría de Camariñas. (Ignacio Bárbara).
4. Arribazones de *Posidonia oceanica* en las costas de Tabarca. (IEL- Mercedes Montero).



ÍNDICE

1. Introducción.....	5
2. Finalidad y objetivos.....	7
3. Directrices de Conservación y gestión de las praderas de fanerógamas marinas.....	9
3.1. Directrices y recomendaciones para eliminar o mitigar el efecto de las presiones o factores de amenaza identificados (directos e indirectos).	9
3.1.1. Directrices para mitigar los potenciales efectos de la pesca de arrastre.....	10
3.1.2. Directrices para mitigar los potenciales efectos del marisqueo.....	11
3.1.3. Directrices para mitigar los potenciales efectos de las obras costeras.....	12
3.1.4. Directrices para mitigar los potenciales efectos de infraestructuras relacionadas con la generación de energía.....	13
3.1.5. Directrices para mitigar los potenciales efectos de la acuicultura.....	14
3.1.6. Directrices para mitigar los potenciales efectos de los fondeos.....	17
3.1.7. Directrices para mitigar los potenciales efectos de la contaminación.....	19
3.1.8. Directrices para mitigar los potenciales efectos del buceo deportivo.....	21
3.1.9. Directrices para mitigar los potenciales efectos del cambio climático.....	22
3.1.10. Directrices para mitigar los potenciales efectos de la introducción de especies alóctonas.....	23
3.2. Directrices y recomendaciones en materia de restauración.	27
3.2.1. Restauración artificial de praderas marinas mediante trasplantes.....	27
3.2.2. Recolonización natural vs trasplantes.....	30
3.2.3. Evolución asistida.....	31
3.3. Directrices en materia de evaluación y seguimiento de las especies y actuaciones.	33
3.4. Directrices para la gestión de los arribazones.	35
3.4.1. Selección de zonas.....	37
3.4.2. Época habilitada para la retirada de los arribazones.....	38
3.4.3. Medidas para minimizar el impacto de las operaciones de la retirada de los arribazones.....	38
3.4.4. Selección de zonas de acopio para secado de los arribazones en caso de su extracción.	39
3.4.5. Procedimientos para su devolución a la playa.....	39
3.4.6. Condiciones para la retirada.....	40
3.5. Directrices de coordinación.	40
4. Seguimiento y evaluación.....	43
5. Calendario de actualización.....	45

Anexos

Anexo 1. Identificación de las especies incluidas en el documento, ámbito geográfico, estado de conservación de las poblaciones y criterios para la delimitación de áreas críticas dentro y fuera de la Red Natura 2000.

Anexo 2. Valores ecosistémicos.

Anexo 3. Situación actual y normativa.

Anexo 4. Identificación, descripción y diagnóstico de los factores limitantes o de amenaza para la especie.

Anexo 5. Ficha de gestión para la Directiva Hábitat.

Anexo 6. Proceso participativo para la elaboración y aprobación de las directrices comunes.

Anexo 7. Mejores métodos para evaluación científico – técnica por especie.

Anexo 8. Propuesta para el establecimiento de planes de seguimiento y vigilancia ambiental.

Anexo 9. Relación del documento con las Estrategias Marinas. Criterios de compatibilidad con los objetivos ambientales.

Anexo 10. Gestión de arribazones.

Anexo 11. Referencias bibliográficas.

1. Introducción

Las praderas de fanerógamas marinas en España están formadas por un conjunto de especies con una amplia distribución en todas nuestras aguas y que, a su vez, abarcan profundidades variables en función de sus requerimientos ecológicos, desde la orilla hasta cotas próximas a los 40 metros. Se encuentran asentadas sobre diversos sustratos de arenas, gravas, o incluso roca. Estas especies son *Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa*, *Zostera noltei* (= *Z. noltii*; *Nanozostera noltei*), *Zostera marina*, *Halophila decipiens* y *Ruppia* spp. (principalmente, dos especies: *R. cirrhosa* y *R. maritima*)¹. *P. oceanica* presenta una distribución exclusivamente Mediterránea, al igual que *C. nodosa* (aunque ésta última está presente también en aguas de las islas Canarias del litoral sudatlántico), mientras que el género *Zostera* está presente en todas nuestras aguas, aunque restringida a enclaves protegidos como lagunas costeras o desembocaduras de ríos. La especie *Z. marina* se encuentra únicamente en el litoral noratlántico y en un enclave en la costa gaditana. Las especies de *Ruppia* sp. están presentes en ambientes muy someros, ya sean muy salinos o con muy poca salinidad, incluso en el interior, en ríos o ramblas con aguas con cierta salinidad. *H. decipiens* sólo está presente en el archipiélago canario.

La importancia ecológica de estas praderas es muy elevada, llegando a representar el rol de especie clave o estructurante de los ecosistemas donde se desarrollan, desempeñando funciones de importancia para la pesca, como áreas de refugio y cría para muchas especies comerciales. Estas praderas son puntos calientes de biodiversidad que proporcionan, además, numerosos servicios ecosistémicos². Adicionalmente, su papel es fundamental para aportar estabilidad a los sedimentos del litoral en los que se asienta, tanto por la existencia de la propia pradera como por los depósitos de restos de hojas, raíces y tallos que llegan hasta las orillas, productos (denominados arribazones) que se han considerado fundamentales para evitar la erosión costera.

Sin embargo, las especies de fanerógamas, tanto por su fragilidad como por los diferentes factores de amenaza que les afectan tanto de manera directa (contaminación, destrucción mecánica por fondeos, etc.), como indirecta (ocupación y destrucción de su hábitat, cambio climático, especies invasoras, etc.), se encuentran actualmente en regresión en nuestras aguas y, en el caso de algunas poblaciones, están seriamente amenazadas³.

Por todo ello, estas especies gozan de una legislación encaminada a garantizar su conservación y evitar los impactos negativos (directos o indirectos) sobre ellas⁴. Esta normativa abarca desde el ámbito internacional (convenios como OSPAR, Berna, Barcelona o Lista Roja de especies amenazadas de la UICN) hasta el europeo (Directiva Hábitats, Directiva Marco del Agua y la Directiva marco sobre la estrategia marina) y, por supuesto, se encuentran también incluidas en la legislación nacional (*Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad*, *Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de protección del medio marino* o el *Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (LESRPE)* y del

¹ El Anexo 1 recoge información detallada sobre cada una de las especies de fanerógamas marinas presentes en nuestras aguas y su morfología, distribución, ciclo biológico, formación de praderas, etc.

² El Anexo 2 describe los valores ecosistémicos generados por las praderas de fanerógamas marinas.

³ El Anexo 4 describe, para cada una de las especies de fanerógamas marinas presentes en nuestras aguas, las presiones directas e indirectas que amenazan su conservación.

⁴ En el Anexo 3 se detalla la normativa aplicable a este grupo de especies.

Catálogo Español de Especies Amenazadas(CEEA) y autonómica. En este último ámbito hay que destacar que algunas comunidades autónomas han reforzado los términos de protección de las fanerógamas marinas otorgados por la normativa nacional. Un claro ejemplo es la reciente normativa aprobada en Illes Balears, a través del Decreto 25/2018, de 27 de julio, sobre la conservación de la *Posidonia oceanica* en Illes Balears; la aprobada por la Comunitat Valenciana a través del Decreto 64/2022, de 20 de mayo, del Consell, para la conservación de praderas de fanerógamas marinas en la Comunitat Valenciana, o el Plan de Recuperación y Conservación de Invertebrados Amenazados y Fanerógamas del Medio Marino de Andalucía, aprobado por Acuerdo de Gobierno de la Junta el 7 de noviembre de 2017.

2. Finalidad y objetivos

La finalidad de este documento es generar unas directrices comunes para gestores responsables de la conservación y gestión de las diferentes especies y poblaciones de fanerógamas marinas presentes en aguas españolas. Este documento pretende convertirse en una herramienta de referencia que facilite la toma de decisiones con criterio científico, a fin de asegurar la conservación de estas especies y de los hábitats que conforman. Además, se proponen los mecanismos necesarios para optimizar la colaboración interadministrativa, base para generar un trabajo coordinado que favorezca el mantenimiento o, en su caso, el restablecimiento de un estado de conservación favorable de estos ecosistemas.

Estas directrices abordan a todas las especies de fanerógamas marinas, pero por su especial relevancia, se muestra una especial atención a las praderas de *Posidonia oceanica*, por constituir un hábitat de interés comunitario prioritario del anexo I de la Directiva Hábitat (tipo de hábitat 1120 *Posidonium Oceanicae*. Praderas de *Posidonia oceanica* (*)).

Para lograr esta finalidad, se recomienda dirigir los esfuerzos a promover el cumplimiento de los siguientes objetivos:

- 1. Garantizar que las actividades y usos en el medio marino y litoral sean compatibles con la preservación de las fanerógamas marinas**, garantizando la conservación de sus servicios ecosistémicos, principalmente a través de la reducción de la intensidad de las presiones antropogénicas sobre ellas.
- 2. Mejorar el conocimiento de sus áreas de distribución con la mayor resolución espacial posible en todo el territorio nacional**, como herramienta primaria, básica y fundamental para la planificación espacial marina y la toma de decisiones de gestión y conservación.
- 3. Considerar la posibilidad de llevar a cabo actuaciones de restauración en zonas donde las presiones hayan cesado o reducido considerablemente**, entendiendo por restauración un concepto amplio basado en conocimiento y rigor científico, que va más allá de recuperar superficie perdida de hábitat, y está más enfocado a recuperar y/o reforzar los servicios ecosistémicos y los mecanismos de resiliencia.
- 4. Actualizar y promover el conocimiento científico disponible y asegurar su acceso y transferencia a los órganos de gestión y a la sociedad**, mediante el establecimiento de líneas prioritarias en materia de investigación, programas de seguimiento y actividades de ciencia ciudadana y divulgación. Para ello, se deberá disponer de información actualizada para cada especie sobre su distribución, extensión, rango batimétrico, y parámetros estructurales, poblacionales (incluyendo el nivel genético), paisajísticos y ecosistémicos. Será fundamental determinar sus valores de referencia, considerando su variabilidad espacial y temporal, con el objeto de determinar las tendencias a largo plazo de las respectivas poblaciones, así como los efectos de las presiones tanto locales como globales (cambio climático). En este mismo contexto, son fundamentales los estudios científicos enfocados a determinar las dinámicas de las respuestas de estos ecosistemas a las presiones antrópicas y el cambio global, sus mecanismos de resiliencia y los umbrales de tolerancia a dichas presiones, aspectos fundamentales para la aplicación de medidas concretas de prevención y conservación de los hábitats marinos.

5. **Promover el desarrollo de campañas de información, sensibilización y divulgación**, con el fin de fomentar entre los usuarios del mar la reducción del impacto humano sobre las fanerógamas marinas y que contribuyan a su conservación, a través de la comunicación, divulgación de resultados, información, educación, formación y participación, integrando a la sociedad en la conservación.
6. **Promover activamente la adecuada gestión de los arribazones** con el fin de contribuir a la protección de los ecosistemas costeros contra la erosión, fomentando el papel ecológico de los arribazones y, en los casos que se considere necesaria su extracción, el empleo de métodos de bajo impacto y, en su caso, la reposición del material extraído tras la temporada turística.
7. **Llevar a cabo una coordinación efectiva entre las administraciones implicadas**. Deberá establecerse un sistema de coordinación y colaboración flexible entre las administraciones autonómicas, locales y estatales, así como centros de investigación y otros agentes implicados. Esta coordinación buscará abarcar la planificación, la ejecución de actuaciones prioritarias de conservación, la coordinación de las redes de seguimiento y monitorización, y el desarrollo de procedimientos de gestión comunes.
8. **Llevar a cabo tareas de divulgación específica entre los diferentes colectivos de la sociedad** para poner en valor el papel clave que juegan las praderas de fanerógamas marinas en adaptación y mitigación al cambio climático de los ecosistemas marinos y costeros, como captadores de carbono.

3. Directrices de Conservación y gestión de las praderas de fanerógamas marinas

Para dar cumplimiento a los objetivos mencionados, se proponen las siguientes directrices, estructuradas en cinco grupos:

1. Directrices y recomendaciones para eliminar o mitigar el efecto de las presiones o factores de amenaza identificados.
2. Directrices y recomendaciones en materia de restauración.
3. Directrices en materia de evaluación y seguimiento
4. Directrices de gestión de arribazones.
5. Directrices de coordinación.

Estas Directrices se enfocan a las praderas de fanerógamas marinas, considerando éstas como aquellas que sean fácilmente cartografiables, al ocupar un espacio uniforme o agregados de manchas o parches, cualquiera que sea su estado de conservación.

No obstante, cuando la normativa autonómica o estatal recoja las características mínimas para considerar una pradera de una determinada especie, se atenderá a las correspondientes normas.

3.1. Directrices y recomendaciones para eliminar o mitigar el efecto de las presiones o factores de amenaza identificados (directos e indirectos).

Las praderas de fanerógamas marinas han sufrido importantes impactos negativos que han provocado su marcada regresión (incluso en algunos casos, su desaparición), especialmente durante la segunda mitad del siglo XX, aunque en los últimos años la implementación de medidas de gestión y protección adecuadas en algunas zonas costeras ha permitido frenar parcialmente tales tendencias negativas en algunas poblaciones de fanerógamas marinas⁵. Esto significa que las políticas basadas en la prevención y en la eliminación de presiones son efectivas a medio y largo plazo y deben prevalecer sobre las acciones basadas en restauración. Por tanto, es necesario seguir avanzando en esta dirección de manera coordinada y para ello, es necesario que los gestores dispongan de herramientas que les permitan priorizar aquellas acciones capaces de ejercer un mayor control del efecto de las presiones sobre el ecosistema^{6,7}. A continuación, se exponen de forma sintética las principales herramientas y directrices que resulta factible plantear, basadas en el mejor conocimiento científico disponible, para garantizar la protección de las praderas marinas frente a los efectos de los diferentes tipos de presiones antropogénicas que se sabe amenazan su estado de conservación.

Las respectivas valoraciones de presiones por especie y demarcación han sido realizadas a partir de la información descrita en el Atlas de las praderas marinas de España de 2015.

⁵ Resultados de la evaluación de las praderas de *P. oceanica* (Guillén *et al.*, 2013).

⁶ El Anexo 4 describe, para cada una de las especies de fanerógamas marinas presentes en nuestras aguas, las presiones directas e indirectas que amenazan su conservación.

⁷ Adicionalmente, el Anexo 8 recoge los aspectos a controlar en los Planes de Vigilancia Ambiental asociados a diferentes tipologías de proyectos (dragados, vertidos, etc.).

3.1.1. Directrices para mitigar los potenciales efectos de la pesca de arrastre.

Las praderas de fanerógamas marinas concentran un gran número de especies, algunas de ellas de elevado interés comercial. Sin embargo, una de las principales causas de regresión de las praderas reportadas ha sido la pesca ilegal de arrastre a profundidades inferiores de 50 metros, llegando a ser considerada durante mucho tiempo como la mayor causa de regresión en las praderas más profundas⁸. Esta presión arranca las matas de las fanerógamas, creando espacios donde permanece la mata muerta o incluso llega hasta a desaparecer, produciéndose una transformación de áreas con una alta producción biológica a otras con menor producción donde predominan biocenosis de arenas fangosas, a menudo colonizadas por *Caulerpa prolifera*, o la especie invasora *C. cylindracea*. La recuperación de estas zonas es muy lenta⁹ e imposible si la presión se mantiene.

Valoración de la intensidad de la presión:

Tabla 1. Valoración de la presión de la pesca de arrastre por demarcaciones: LEBA (Levantino-balear); ESAL (Estrecho y Alborán); SUD (Sudatlántica); NOR (Noratlántica); CAN (Canaria).

Presión / Demarcación	LEBA	ESAL	SUD	NOR	CAN
<i>P. oceanica</i>	Alta	Alta	-	-	-
<i>C. nodosa</i>	Media	Alta	Alta	-	-
<i>Zostera spp.</i>	-	-	Baja	-	-
<i>Ruppia spp.</i>	-	-	-	-	-
<i>H. decipiens</i>	-	-	-	-	-

Esta presión se da principalmente en las demarcaciones marinas levantino-balear y sudatlántica. No obstante, aunque esta presión sigue existiendo en ciertas localidades, sus efectos sobre las praderas son los acumulados en décadas anteriores ya que esta modalidad de pesca ha disminuido considerablemente en las zonas costeras más someras, debido a su prohibición en el Mediterráneo a profundidades inferiores a 50 m (Reglamento CE 1626/94, del Consejo, de 27 de junio), así como por la instalación de arrecifes artificiales en la década de los años ochenta del siglo pasado y el incremento de la vigilancia *in situ* (barcos, medios aéreos) y remota (cajas azules, AIS, satélite, etc.).

Para contribuir a la eliminación total de esta presión sobre las praderas marinas se recomienda:

- a) Incrementar las medidas de vigilancia de la pesca de arrastre ilegal en zonas donde se produzca este impacto.
- b) En zonas donde se hayan detectado impactos por el arrastre sobre praderas de fanerógamas, valorar la instalación de arrecifes artificiales, cuando se considere que las medidas de vigilancia puedan resultar ineficaces, de forma que se complementen los ya existentes y comprobar, en su caso, cada 5 años, la posición de los bloques y su efectividad: copos enganchados, y/o presencia de rastros.

⁸ Ardizzone & Migliuolo, 1982; Ardizzone & Pelusi, 1983; Martín *et al.*, 1997; Sánchez-Lizaso *et al.*, 1990; González-Correa *et al.*, 2005

⁹ González-Correa *et al.*, 2005

- c) Seguimiento de las “cajas azules”, en especial de las embarcaciones que, con frecuencia, presentan fallos o discontinuidades en sus registros.

3.1.2. Directrices para mitigar los potenciales efectos del marisqueo.

El marisqueo en las demarcaciones marinas levantino-balear y del Estrecho y Alborán se lleva a cabo desde embarcaciones de pequeño porte con rastros, en zonas cercanas a la costa y a profundidades inferiores a los 10 m, para explotar bancos de almejas y chirlas, y cuya práctica, en caso de coincidir con praderas de *C. nodosa*, puede provocar su erradicación de tales zonas¹⁰. En las demarcaciones sudatlántica y noratlántica la distribución de las praderas de fanerógamas marinas, en especial *Z. noltei*, coincide con las zonas de marisqueo tradicional¹¹, donde se extraen tanto moluscos bivalvos (almejas, berberechos y navajas) como cebos (crustáceos decápodos, poliquetos), y donde las prácticas del marisqueo realizado desde embarcación o a pie pueden contribuir a la fragmentación de las praderas y la degradación del sustrato, ya sea por el efecto del pisoteo, el movimiento del sustrato o el empleo de maquinaria pesada^{12,13}. En algunas zonas, como por ejemplo el País Vasco, el número de licencias de mariscadores profesionales ha ido descendiendo paulatinamente, por lo que el impacto de esta práctica ha disminuido notablemente. Por el contrario, en otras zonas, el incremento de la actividad del marisqueo puede constituir una amenaza al ecosistema de estas praderas¹⁴.

Las actividades de extracción de poliquetos para su uso como cebo en la pesca deportiva causan una alteración física de las praderas, especialmente en las ubicadas en estuarios o rías de pequeño tamaño, donde sus efectos pueden causar una disminución significativa de la población de *Zostera spp.*

Valoración de la intensidad de la presión:

Tabla 2. Valoración de la presión del marisqueo por demarcaciones: LEBA (Levantino-balear); ESAL (Estrecho y Alborán); SUD (Sudatlántica); NOR (Noratlántica); CAN (Canaria).

Presión / Demarcación	LEBA	ESAL	SUD	NOR	CAN
<i>P. oceanica</i>	-	-	-	-	-
<i>C. nodosa</i>	Media	Media	Alta	-	-
<i>Zostera spp.</i>	-	-	Media	Media	-
<i>Ruppia spp.</i>	-	-	Alta	Alta	-
<i>H. decipiens</i>	-	-	-	-	-

En este sentido se recomienda:

- a) Demarcaciones sud y noratlántica:

¹⁰ Morales *et al.*, 2009, Aguilar & de Pablo, 2007.

¹¹ Garmendia *et al.*, 2015

¹² Laborda *et al.*, 1997.

¹³ Cacabelos *et al.*, 2015.

¹⁴ Solaun & Rodríguez, 2013.

- a. Regular el número de licencias de marisqueo para limitar su efecto sobre los zosterales.
 - b. Incrementar la vigilancia para evitar actividades furtivas tanto de marisqueo, como de recolección de cebos.
- b) Demarcaciones levantino-balear y del Estrecho y Alborán:
- a. Regular la pesca de bivalvos con rastros en zonas con praderas continuas de *C. nodosa*.

3.1.3. Directrices para mitigar los potenciales efectos de las obras costeras.

Las obras costeras son múltiples y abarcan desde las obras de regeneración o creación de playas, la construcción de puertos, paseos marítimos, rompeolas o espigones, hasta la extracción de arenas poco profundas (en ocasiones, incluso en zonas próximas a praderas), junto con los procesos de dragado y depósito de arenas. Todas ellas son un factor importante que provoca la degradación irreversible de las praderas de fanerógamas marinas. Estas actuaciones generan una destrucción directa del hábitat subyacente o una modificación de las características ambientales en derredor (aumento de turbidez que impide el paso de la luz y disminuye la capacidad fotosintética de las plantas, cambio en los flujos sedimentarios y, por tanto, desequilibrio en los procesos de erosión y sedimentación, depósito de sedimentos que pueden incluso enterrar las praderas, etc.), cuyo resultado final es la degradación de la pradera marina, que puede llegar a su eliminación permanente¹⁵.

Los puertos deportivos, espigones y rompeolas aumentan la turbidez del agua durante su construcción y destruyen directamente los hábitats sobre los que se instalan. Una vez construidos, pueden actuar como barrera para las corrientes marinas, originando cambios en su intensidad y dirección. Estos cambios alteran la dinámica original del depósito y erosión de sedimentos en el litoral, enterrando o erosionando fondos. La construcción de paseos marítimos, o la urbanización generalizada limítrofe a la línea de costa pueden interrumpir el flujo natural de sedimentos de la tierra hacia el mar, provocando la erosión de la playa y de las praderas marinas adyacentes¹⁶.

Valoración de la intensidad de la presión:

Tabla 3. Valoración de la presión de las obras costeras por demarcaciones: LEBA (Levantino-balear); ESAL (Estrecho y Alborán); SUD (Sudatlántica); NOR (Noratlántica); CAN (Canaria).

Presión / Demarcación	LEBA	ESAL	SUD	NOR	CAN
<i>P. oceanica</i>	Alta	Alta	Alta	-	-
<i>C. nodosa</i>	Alta	Alta	Alta	-	Alta
<i>Zostera spp.</i>	-	-	Alta	Baja	Alta
<i>Ruppia spp.</i>	Alta	Alta	Alta	Media	-
<i>H. decipiens</i>	-	-	-	-	Alta

¹⁵ Sánchez-Lizaso *et al.*, 2015.

¹⁶ Ruiz & Romero, 2003; Tuya & Luque, 2002; Fernández-Torquemada *et al.*, 2005; González-Correa *et al.*, 2008, 2009; Roca *et al.*, 2014, entre otros.

En este sentido se recomienda:

- a) Efectuar una correcta evaluación de impacto ambiental previa a la actuación u obra, para lo cual se considera necesario:
 - a. Evitar aquellas zonas costeras con presencia de praderas marinas y zonas adyacentes.
 - b. Solicitar al promotor de las obras que realice una cartografía biónómica en la zona, especialmente en caso de no existir o tener una antigüedad superior a los 2 años, o bien no tener una resolución espacial suficiente para valorar los efectos potenciales de la obra en cuestión a la escala espacial adecuada.
 - c. Solicitar al promotor que se realice un estudio de corrientes que evalúe los potenciales efectos que sobre las mismas y el transporte sedimentario tendrá la obra. Ello permitirá valorar la afección al borde de pradera o manchas próximas, tanto por erosión como por sedimentación y, en su caso, las variaciones que los efectos del oleaje tendrán.
 - d. Garantizar que la valoración de impactos en los preceptivos estudios de impacto ambiental, en caso de producirse sobre praderas de *P. oceanica*, se consideren negativos, de alta intensidad, permanentes, e irreversibles. En este sentido, se recomienda no admitir argumentos de ponderación de hipotéticos impactos de efectos positivos socioeconómicos, ya que la correcta valoración del impacto socioeconómico debe tener en cuenta la pérdida de los valores ecosistémicos (ver Anexo 2).
 - e. Seguir lo indicado en el Anexo 8 de planes de vigilancia ambiental y de seguimiento.
- b) No admitir de manera general los trasplantes como medidas compensatorias, conforme a lo indicado para las Directrices y recomendaciones en materia de restauración de este documento.

3.1.4. Directrices para mitigar los potenciales efectos de infraestructuras relacionadas con la generación de energía.

Los potenciales impactos sobre las praderas de fanerógamas marinas dependerán del tipo de fuente de aprovechamiento energético de que se trate. En el caso de las infraestructuras para obtención de energía eléctrica por el viento, los aerogeneradores deben ubicarse en zonas que estén alejadas de la costa, a profundidades mayores de 40 m. Por tanto, su principal potencial impacto se debe a la transmisión de energía hacia la costa donde se ubiquen las correspondientes subestaciones eléctricas, ya que dicho sistema de incluye la instalación de un cableado, que podría suponer una afección negativa a las praderas de fanerógamas marinas que se encuentren en el transecto por el que discurrirá hasta su llegada a tierra. Las conducciones utilizadas son cables submarinos que se disponen lastrados sobre el fondo marino, pero que a medida que se aproximan a la costa se suelen enterrar para evitar tanto los efectos de oleaje como otros impactos, tales como los anclajes o interacciones con la pesca. Es en esos tramos por encima de los 40 m de profundidad, cuando las instalaciones de cableado son susceptibles de afectar a las praderas marinas.

Otra forma de generación de energía en el medio marino es la undimotriz, que aprovecha la energía de las olas y corrientes. Esta tecnología todavía se encuentra en fase experimental, con muy pocas instalaciones en funcionamiento. Su ubicación principalmente se da en islas donde el transporte de la energía desde el continente es costoso. Las denominadas centrales de primera generación se ubican en la costa sobre diques o acantilados, pero su capacidad de generación eléctrica es algo limitada; las instalaciones de segunda y tercera generación se ubican respectivamente a

profundidades de 40 m y superiores. Son éstas, por su ubicación o cableado para transporte de energía, las que podrían suponer un impacto potencial para las praderas de fanerógamas marinas, al igual que las centrales eólicas.

Valoración de la intensidad de la presión:

Tabla 4. Valoración de la presión de las Infraestructuras relacionadas con la generación de energía, por demarcaciones: LEBA (Levantino-balear); ESAL (Estrecho y Alborán); SUD (Sudatlántica); NOR (Noratlántica); CAN (Canaria).

Presión / Demarcación	LEBA	ESAL	SUD	NOR	CAN
<i>P. oceanica</i>	Alta	Alta	-	-	-
<i>C. nodosa</i>	Media	Media	Media	-	Media
<i>Zostera spp.</i>	Media	Media	Alta	Alta	Alta
<i>Ruppia spp.</i>	Media	Media	Media	Media	-
<i>H. decipiens</i>	-	-	-	-	Alta

En este sentido, se efectúan las mismas recomendaciones que para el caso de las obras costeras, por su efecto en el trazado del cableado y posible dragado de material para su enterramiento en las proximidades de la costa.

3.1.5. Directrices para mitigar los potenciales efectos de la acuicultura.

El desarrollo de la acuicultura moderna se inició con el cultivo de moluscos, concretamente con la miticultura -o bateas para el mejillón-, principalmente en el litoral Noratlántico, en el interior de rías y estuarios, y produjo efectos negativos sobre las praderas cercanas¹⁷. A partir de los años 80 del siglo pasado se inició la piscicultura, primero en esteros o a poca profundidad, en zonas resguardadas, en las que se produjeron notables impactos sobre las praderas de fanerógamas marinas¹⁸. Posteriormente, se ha producido un desarrollo de la piscicultura marina que, gracias a los avances técnicos en la instalación de jaulas en mar abierto, se ha podido desarrollar en aguas más abiertas y profundas. Al menos en sus inicios, el cultivo de peces en jaulas flotantes ha tenido un impacto muy negativo sobre los hábitats bentónicos, y en particular sobre las praderas de *P. oceanica* y las comunidades de *maëri*¹⁹. Este impacto tiene dos componentes: uno local, debido al sombreado y la deposición de pienso y excrementos en el fondo bajo las jaulas; y otro difuso y remoto, debido al transporte de los excesos de nutrientes y materia orgánica disueltos y particulados exportados hacia las áreas circundantes por la hidrodinámica local²⁰.

En España, el elevado potencial de causar impactos significativos sobre hábitats vulnerables como *P. oceanica* motivó que las autoridades medioambientales obligaran al alejamiento de las instalaciones de acuicultura hacia aguas más alejadas y profundas. La cuestión era entonces qué distancia crítica

¹⁷ González-Garcés *et al.*, 2008.

¹⁸ Delgado *et al.*, 1997; Delgado *et al.*, 1999; Ruiz *et al.*, 2001, 2009b; Vergara *et al.*, 2005; Espino *et al.*, 2008, 2013)

¹⁹ Delgado *et al.* 1997; Aguado-Giménez & Ruiz-Fernández, 2012.

²⁰ Ruiz *et al.*, 2001, 2009b; Boudouresque *et al.*, 2020.

aplicar para garantizar la ausencia de la influencia del vertido sobre las praderas vecinas más próximas. Este criterio de alejamiento se adoptó en base a la información científica disponible, que era (y es) muy limitada. Estudios previos establecen que la distancia a la cual los vertidos acuícolas ejercen una influencia detectable sobre la pradera de *P. oceanica* se sitúa en promedio a una distancia de 320-400 m²¹, o hasta 800 m²². No obstante, este tipo de distancias críticas se establecen a partir de un número insuficiente de casos, la mayoría de ellos con niveles bajos-medios de producción acuícola; en todo caso, no es posible establecer una distancia única y extrapolable a todas las circunstancias, ya que puede variar en función de múltiples factores como la especie de fanerógama marina, la hidrodinámica local, la carga total de nutrientes, y materia orgánica producida por el cultivo, la profundidad y otros factores como el tipo de especies cultivadas, solapamiento con otras presiones, calentamiento del agua. La revisión realizada por Boudouresque *et al.* (2020)²³ muestra cómo varía esta distancia en función de la profundidad, la renovación hidrodinámica y la producción anual (tamaño) de la instalación acuícola.

Se dispone de información de casos en los que la aplicación de estas distancias no ha sido suficiente y los vertidos han alcanzado la pradera, causando incluso su regresión (Ruiz, datos no publicados). Por otro lado, la producción total de las instalaciones ha aumentado progresivamente en las últimas décadas, con las preceptivas autorizaciones de ampliación, sin que se haya aumentado la distancia a los hábitats vulnerables. En la Región de Murcia las granjas marinas se han agrupado en grandes polígonos acuícolas que hoy día producen más de 10.000 t/año y continúan creciendo. En estos casos las praderas se encuentran a distancias superiores a 1 km, pero existen evidencias de que los vertidos de estas grandes instalaciones recorren distancias del orden de 1-2 km²⁴, mostrando que las praderas ubicadas a mayor profundidad son ahora las más vulnerables a los efectos de los vertidos sobre la calidad del agua.

De acuerdo con la evidencia científica expuesta hay que considerar una serie de aspectos que justifican una revisión y ampliación de dichas distancias críticas, como:

- a) los efectos de las presiones son acumulativos y la respuesta del ecosistema al aumento de las presiones es de tipo umbral (*tipping points*).
- b) las zonas de praderas afectadas por múltiples presiones son más vulnerables a los efectos de nuevas presiones.
- c) los efectos de la eutrofización en las zonas costeras reducen la resiliencia de las praderas de *P. oceanica* frente a los efectos del cambio global y al calentamiento del agua en particular.
- d) las praderas profundas adyacentes al límite inferior de distribución del hábitat son altamente vulnerables incluso a la influencia remota de presiones difusas.
- e) la existencia de importantes deficiencias técnicas de los estudios de impacto ambiental y de los programas de vigilancia asociados que no han sido capaces ni de prevenir ni de detectar la influencia de estos vertidos y sus efectos sobre las praderas más próximas.

Por ello, se considera justificado aplicar distancias mayores de las habitualmente recomendadas que garanticen la conservación de éstos y otros hábitats vulnerables frente las presiones ambientales de

²¹ Holmer *et al.*, 2009; Holon *et al.*, 2015

²² Marbá *et al.*, 2006

²³ Ruiz *et al.*, 2001; Boudouresque *et al.*, 2020

²⁴ Ruiz *et al.*, 2010; García-Sanz, 2010, 2011; Jiménez-Casero *et al.*, 2019

un sector que se encuentra, además, en continuo crecimiento y expansión. Además, a la hora de establecer estas distancias, hay que tener en cuenta que los umbrales de respuesta de las angiospermas (y del resto de hábitats y especies vulnerables) son desconocidos y, por tanto, es obligada la aplicación del principio de precaución, máxime cuando se trata de ecosistemas cuya recuperación es muy lenta o irreversible, como es el caso de las praderas marinas. De acuerdo con esto, las distancias críticas deben ser establecidas en zonas en las que los descriptores de la pradera indiquen que el vertido acuícola si bien ejerce una influencia (p.e., elevada señal isotópica del nitrógeno) no produce una alteración de su estructura y funcionamiento, de forma que las instalaciones se sitúan siempre a una distancia en la que se garantice el no sobrepasar el umbral de respuesta de las angiospermas a los aportes externos de nutrientes y materia orgánica.

Valoración de la intensidad de la presión:

Tabla 5. Valoración de la presión de los potenciales efectos de la acuicultura, por demarcaciones: LEBA (Levantino-balear); ESAL (Estrecho y Alborán); SUD (Sudatlántica); NOR (Noratlántica); CAN (Canaria).

Presión / Demarcación	LEBA	ESAL	SUD	NOR	CAN
<i>P. oceanica</i>	Alta	Alta	-	-	-
<i>C. nodosa</i>	Media	Media	Media	-	Media
<i>Zostera spp.</i>	-	-	Alta	Alta	Baja
<i>Ruppia spp.</i>	-	-	Alta	Baja	-
<i>H. decipiens</i>	-	-	-	-	Media

De acuerdo con lo expuesto anteriormente y las recomendaciones generales propuestas por Boudouresque *et al.* (2012) para la gestión de la acuicultura en países mediterráneos, las recomendaciones específicas para mitigar y evitar los efectos de este tipo de presiones sobre las praderas marinas son las siguientes:

- a) Con relación a nuevos proyectos:
 - a. Permitir, con carácter general, la instalación de nuevas instalaciones de acuicultura sólo a una distancia superior a 2.500 metros del límite de distribución de pradera más próximo, determinado conforme a la mejor información disponible. Podrán autorizarse distancias diferentes a la mencionada anteriormente entre el punto de vertido y los límites de distribución del hábitat, en función de los resultados de los estudios ambientales técnicos y científicos específicos a cada zona de actuación, que tengan una base científica sólida y sea apoyados por los resultados de las correspondientes evaluaciones ambientales, el mejor conocimiento científico y el principio de precaución, dependiendo de la combinación de factores clave (profundidad, hidrodinámica y producción acuícola total) en cada caso.
 - b. Priorizar zonas a profundidades superiores a 50m, siempre y cuando no afecten a hábitats vulnerables circalitorales como fondos de *maërl* y biocenosis del coralígeno. Aplicar los mismos criterios que con las praderas para evitar efectos colaterales de su protección sobre otros hábitats y especies vulnerables.
 - c. Considerar los efectos sinérgicos en zonas con múltiples presiones y/o donde la resiliencia del hábitat ha sido ya erosionada por presiones pasadas y actuales. En estos casos, las distancias críticas deberían ser más restrictivas.

- d. Estimar las áreas de dispersión de los vertidos mediante modelos de dispersión hidrodinámica al uso, siempre teniendo en cuenta que los resultados de estos modelos no pueden ser tenidos en cuenta en términos absolutos, sino como meras orientaciones para hacerse una idea de la escala espacial y dirección del área de influencia. Puesto que los efectos de las presiones en las praderas marinas parecen ser de carácter acumulativo y las respuestas de tipo umbral, estas simulaciones deben realizarse con el total de vertidos, sean de la fuente que sea.
 - e. En el caso de piscicultura, los planes de vigilancia ambiental y seguimiento se ajustan por lo general a las prescripciones dadas por la “Propuesta Metodológica para la realización de los Planes de Vigilancia Ambiental de los Cultivos Marinos en Jaulas Flotantes”²⁵. No obstante, en la actualidad se están produciendo notables avances en la investigación sobre los efectos de la influencia de la piscicultura sobre las praderas de fanerógamas²⁶, por lo que se cree conveniente incorporar a dicho protocolo los avances que en materia de fisiología u otras disciplinas se vayan produciendo.
- b) Con relación a instalaciones en funcionamiento:
- a. Efectuar un seguimiento de forma continua del plan de vigilancia para poder adoptar medidas en casos de registrar resultados adversos.
 - b. Revisar cada 4 años los resultados de los planes de vigilancia establecidos, comprobar que estos se ajustan a los cambios en el volumen de producción y que son capaces de registrar cambios en el estado de salud de la pradera. Introducir nuevos indicadores en línea con lo comentado en puntos anteriores, comprobar los resultados obtenidos desde el inicio de los programas de vigilancia, comprobar los indicadores de calidad de sedimentos (materia orgánica, potencial rédox, etc.), y plantear cambios en los programas de vigilancia en caso de que los resultados no tuviesen una clara interpretación.

3.1.6. Directrices para mitigar los potenciales efectos de los fondeos.

Esta presión se localiza de forma muy especial en torno a los puertos comerciales, los puertos deportivos, determinadas calas, estuarios o rías.

La principal causa de degradación es debida a la acción física repetida y concentrada de anclas y cadenas, que deterioran las praderas,²⁷ aunque también tienen un efecto acumulativo y significativo las basuras arrojadas, y la contaminación por pinturas *antifouling* de los cascos de las embarcaciones, las aguas residuales de las sentinas, y pequeños escapes de combustible. Otra causa en los litorales atlánticos se debe al efecto de la varada de las embarcaciones por efecto de la bajamar.

Los impactos localizados en calas y alrededores de puertos deportivos presentan una fuerte estacionalidad, coincidiendo con la temporada turística. Los efectos del anclaje y la contaminación localizada sobre praderas producen una pérdida de cobertura en las praderas, en ocasiones,

²⁵ Aguado *et al.*, 2012.

²⁶ Pérez *et al.*, 2007, Holmer *et al.*, 2009, García-Sanz *et al.*, 2010, 2011; Ruiz *et al.*, 2010, Jiménez-Casero *et al.*, 2019, Boudouresque *et al.*, 2020

²⁷ García-Charton *et al.*, 1993; Pérez-Tonda *et al.*, 2011; Romero *et al.*, 2007b, 2012a; Balaguer *et al.*, 2011; Diedrich *et al.*, 2013; Fernández-Torquemada *et al.*, 2005; Ruiz & Ramos, 2007; Espino 2003; Espino *et al.*, 2003.

acompañado también de una disminución de su densidad.

Valoración de la intensidad de la presión:

Tabla 6. Valoración de la presión de los potenciales efectos del fondeo de embarcaciones, por demarcaciones: LEBA (Levantino-balear); ESAL (Estrecho y Alborán); SUD (Sudatlántica); NOR (Noratlántica); CAN (Canaria).

Presión / Demarcación	LEBA	ESAL	SUD	NOR	CAN
<i>P. oceanica</i>	Alta	Alta	-	-	-
<i>C. nodosa</i>	Media	Media	Media	-	Alta
<i>Zostera spp.</i>	-	-	Alta	Media	Media
<i>Ruppia spp.</i>	-	-	Media	-	-
<i>H. decipiens</i>	-	-	-	-	Media

En este sentido, se recomienda:

- a) Ofrecer una fuente cartográfica digital y accesible desde diferentes dispositivos a usuarios (empresas de turismo activo y particulares) y administraciones, en la que se indique claramente a los navegantes las zonas dónde hay praderas de fanerógamas marinas, donde no se puede anclar. Varias Comunidades Autónomas se encuentran actualmente en este proceso.
- b) Identificar las zonas donde este impacto se produce y, en la medida de lo posible, fomentar en colaboración con ayuntamientos o comunidades autónomas, la instalación de fondeos ecológicos que eviten el uso de ancla en zonas de praderas.
- c) Evitar que los fondeos para balizamiento de zonas de baño se dispongan sobre praderas y, caso de no poder disponerse de otro modo, evitar cadenas o líneas de fondeo, ubicando las boyas que se dispongan en praderas en claros de arena, o bien con anclajes especiales para ello (p.e., tipo tornillo).
- d) Localizar aquellos fondeos ilegales con muertos de hormigón, anclas, etc., en zonas de praderas, y fomentar proyectos para su retirada, siempre y cuando esta no cause un daño mayor. Siempre que sea posible, se recomienda que este tipo de acciones se efectúe con la colaboración de voluntarios y con la máxima difusión posible, sobre todo a escala local, para fomentar una concienciación que evite futuras reincidencias.
- e) Realizar acciones de difusión y sensibilización en clubes náuticos: las fuentes de información cartográfica disponibles, la distribución de praderas cercanas, donde no se puede fondear, y los perjuicios que causa el anclaje sobre estos ecosistemas.
- f) Establecer servicios de vigilancia marítima-ambiental en zonas concretas de alta concentración de embarcaciones en la época estival, donde se haya evaluado que existe una afección negativa sobre las praderas de fanerógamas marinas por el impacto de fondeos.
- g) Incluir en la formación de patrones y capitanes para la navegación recreativa un manual de buenas prácticas medioambientales, en la que se haga referencia a buenas prácticas en el fondeo para evitar los impactos en fanerógamas marinas.

Las áreas afectadas por este impacto podrían ser candidatas para experimentar acciones de restauración a pequeña escala.

3.1.7. Directrices para mitigar los potenciales efectos de la contaminación.

La contaminación marina afecta de manera directa a las praderas de fanerógamas marinas provocando su regresión, o en caso de ser persistente, su eliminación²⁸. El mecanismo de degradación depende del tipo de contaminación. Esta puede producirse desde diversas fuentes: bien por aguas residuales de las poblaciones, ríos, acequias de riego, emisarios de la industria, vertidos de salmueras, vertidos desde buques; bien por plásticos (en especial los de origen agrícola o pesquero); o bien por otros de origen físico, como el incremento de temperatura por efluentes de centrales térmicas de generación de energía, o incluso por fuentes radiológicas. Otras fuentes de impacto adicionales son la contaminación por metales pesados a través del lavado de minas abandonadas o la contaminación por agua de retorno agrícola cargada de nutrientes.

De todas ellas, la más frecuente es la primera, causada por vertidos de aguas residuales que, a menudo, poseen una carga de nutrientes superior a la presente en el medio marino y que provocan desarrollos masivos de macroalgas, diatomeas o cianobacterias que, a su vez, limitan el crecimiento de las praderas, disminuyendo su biomasa o incluso llegando a eliminarlas²⁹. Por otro lado, un exceso de nitrógeno en disolución es la causa de desarreglos metabólicos en las praderas que limitan su crecimiento³⁰. Los incrementos en las concentraciones de nutrientes no sólo tienen un efecto directo en el metabolismo de las fanerógamas marinas, sino también en los sedimentos, donde se consume el oxígeno disuelto intersticial en los procesos de oxidación del exceso de materia orgánica y se acumulan compuestos reducidos de nitrógeno y azufre que limitan la capacidad fotosintética de las plantas³¹.

En el caso de la materia orgánica lábil los efectos suelen derivarse del aumento de la turbidez del agua, provocando la regresión del límite inferior de aquellas praderas próximas a lugares de vertido debido a la falta de luz y la imposibilidad de realizar la fotosíntesis, así como por la proliferación de algas en suspensión y de algas epífitas en las hojas de las fanerógamas marinas³² que, por un lado, dan sombra a las hojas, y por otro, son causa de un mayor grado de herbivorismo³³. En ambos casos, las plantas pierden capacidad fotosintética, perdiendo vitalidad, presentando una menor superficie hojas por haz, menor crecimiento y más mortalidad.

Otros productos contaminantes, como los detergentes, hidrocarburos, plaguicidas, PCBs, metales pesados, etc., por un lado, se acumulan en los tejidos de las plantas y pueden llegar a ser tóxicos³⁴, produciendo alteraciones de los procesos de crecimiento y la vitalidad de la planta, ya que son absorbidos y acumulados en sus tejidos. Por otro lado, un acúmulo excesivo de determinados metales pesados, como el mercurio, son absorbidos por las raíces de estas plantas, alterando sus procesos

²⁸ Bourcier, 1982; Pergent-Martini, 1994; Pergent-Martini & Pergent, 1996; Pergent-Martini & Pascualini, 2000.

²⁹ Ruiz & Romero, 2001, 2003.

³⁰ Invers *et al.*, 2004; Alcoverro *et al.*, 2001; Ruiz & Romero, 2001.

³¹ Holmer & Bondgaard, 2001, Calleja *et al.*, 2007; Díaz-Almela *et al.*, 2008; Garcías-Bonet *et al.*, 2008; Brun *et al.*, 2002.

³² Villares *et al.*, 1999.

³³ Ruiz, 2000; Ruiz *et al.*, 2009b.

³⁴ Augier *et al.*, 1984; Fernández-Torquemada & Sánchez-Lizaso, 2011; Marín-Guirao *et al.*, 2011; Portillo *et al.*, 2014, Moreno *et al.*, 2001.

fisiológicos y reduciendo su crecimiento, entre otras consecuencias³⁵.

Existe una amplia evidencia científica que muestra que los vertidos de salmuera procedentes de las plantas de desalación, o la regulación de cuencas fluviales, pueden afectar al estado y evolución de las praderas. Algunas especies de angiospermas marinas son menos tolerantes al incremento a la salinidad que otras, dependiendo de sus características ecológicas y el régimen salino al que se encuentran adaptadas. Así, *P. oceanica* es la especie más estenohalina de las especies mediterráneas y no es capaz de tolerar incrementos de 1 ups por encima de su rango habitual (37-38,5 ups)³⁶. Dependiendo de la zona geográfica, la tolerancia a la salinidad puede ser diferente, como parece ser que ocurre con las poblaciones de *C. nodosa* de Canarias, algo más vulnerables respecto al comportamiento mostrado por poblaciones de la península al incremento salino³⁷. A los efectos del exceso de concentración salina, también pueden sumarse otros provocados por ciertas sustancias que se emplean en el proceso de lavado de filtros, como es el caso del metabisulfito sódico, o relacionados con alteraciones de parámetros clave del medio como la temperatura y el pH.

Valoración de la intensidad de la presión:

Tabla 7. Valoración de la presión de los potenciales efectos de la contaminación, por demarcaciones: LEBA (Levantino-balear); ESAL (Estrecho y Alborán); SUD (Sudatlántica); NOR (Noratlántica); CAN (Canaria).

Presión / Demarcación	LEBA	ESAL	SUD	NOR	CAN
<i>P. oceanica</i>	Alta	Alta	-	-	-
<i>C. nodosa</i>	Alta	Alta	Alta	-	Alta
<i>Zostera spp.</i>	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta
<i>Ruppia spp.</i>	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta
<i>H. decipiens</i>	-	-	-	-	Alta

En este sentido, se recomienda:

- a) En el caso de vertidos ya en funcionamiento:
 - a. Estricto cumplimiento de los planes de vigilancia ambiental que haya en cada caso de vertido o emisión.
 - b. 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 (B.O.E. nº 219 de 12 de septiembre de 2015). En concreto, respecto a los umbrales establecidos en su anexo II.
 - c. En caso de incertidumbre en los resultados, se aconseja incrementar la frecuencia de muestreo o reubicar las posiciones de los puntos de control.
 - d. En caso de que los planes de vigilancia muestren la superación de los umbrales establecidos, se deberán adoptar las medidas necesarias para corregirlos.

³⁵ Baroli *et al.*, 2001; Pergent-Martini, 1998; Tovar-Sánchez *et al.*, 2010.

³⁶ Sánchez-Lizaso *et al.*, 2008; Fernández-Torquemada & Sánchez-Lizaso, 2005; Gacia *et al.*, 2007; Ruiz *et al.*, 2009a; Marín-Guirao *et al.*, 2011, 2013.

³⁷ Portillo *et al.*, 2013, 2014.

- b) En caso de nuevos proyectos de vertidos:
- a. Permitir, con carácter general, la instalación de nuevos puntos de vertido de los emisarios procedentes de estaciones de depuración de aguas residuales o desaladoras, entre otras, sólo a una distancia superior a 2.500 metros del límite de distribución de pradera más próximo, determinado conforme a la mejor información disponible. Podrán autorizarse distancias diferentes a la mencionada anteriormente, entre el punto de vertido y los límites de distribución del hábitat, en función de los resultados de los estudios ambientales técnicos y científicos específicos a cada zona de actuación, que tengan una base científica sólida y sean apoyados por los resultados de las correspondientes evaluaciones ambientales, el mejor conocimiento científico y el principio de precaución, dependiendo de la combinación de factores clave (profundidad, hidrodinámica y producción acuícola total) en cada caso.
 - b. Contrastar la redacción del proyecto técnico con arreglo a las recomendaciones dadas en el punto 3.2.3. Directrices para mitigar los potenciales efectos de las obras costeras.
 - c. Efectuar simulaciones con modelos 3D de flujos de dispersión/dilución de contaminantes, incluyendo las variables estacionales que se produzcan en cada zona: mareas, temperatura, régimen de vientos, considerando para el proyecto constructivo el “peor caso posible” en cada situación como medida de precaución.
 - d. Diseñar el plan de vigilancia ambiental con arreglo a los contenidos del RD 817/2015, con un número suficiente de estaciones de control de praderas de fanerógamas marinas (ver Anexo 8).

3.1.8. Directrices para mitigar los potenciales efectos del buceo deportivo.

Los efectos son de tipo local, a consecuencia de la concentración de visitas de buceadores en ciertas zonas, con los consiguientes efectos descritos en el apartado de fondeos. También el aprendizaje de futuros buceadores, que suele hacerse en zonas someras con *P. oceanica*, pudiendo producir alteraciones de las praderas, así como en otros hábitats.

Valoración de la intensidad de la presión:

Tabla 8. Valoración de la presión de los potenciales efectos del buceo deportivo, por demarcaciones LEBA (Levantino-balear); ESAL (Estrecho y Alborán); SUD (Sudatlántica); NOR (Noratlántica); CAN (Canaria).

Presión / Demarcación	LEBA	ESAL	SUD	NOR	CAN
<i>P. oceanica</i>	Baja	Baja	-	-	-
<i>C. nodosa</i>	Baja	Baja	Baja	-	Baja
<i>Zostera spp.</i>	-	-	-	Baja	Baja
<i>Ruppia spp.</i>	-	-	-	-	-
<i>Halophila decipiens</i>	-	-	-	-	Baja

En este sentido, se recomienda:

- a) En cuanto al fondeo de embarcaciones, seguir las recomendaciones del apartado “Directrices para mitigar los potenciales efectos del fondeo”.
- b) Para minimizar los daños en las praderas de fanerógamas por grupos de buceo o cursos de iniciación se recomienda seguir las instrucciones dadas en:
 - a. Criterios de buceo recreativo responsable en reservas marinas (BOE núm. 38, de 13 de febrero de 2019).
 - b. Manual instructivo: Cuidado con tus aletas (<https://cuidadocontusaletas.com>) IEL / UA (Decálogo para buceadores).
 - c. Cualquier otra guía de buenas prácticas para el buceo.
- c) Establecer sistemas de vigilancia marítima-ambiental en zonas Red Natura 2000, en época estival, con la finalidad de realizar un seguimiento y control de los cupos de buceo establecidos según normativa vigente.

3.1.9. Directrices para mitigar los potenciales efectos del cambio climático.

A pesar de que todavía hay un conocimiento limitado de los potenciales efectos que el cambio climático tendrá en los ecosistemas naturales, algunos modelos de hábitat han pronosticado cambios en los zosterales, con escenarios regresivos al sur del Cantábrico, y un potencial aumento de la superficie en la demarcación Noratlántica por la mayor amplitud de las mareas³⁸. La regresión de *Z. marina* experimentada en Andalucía puede estar relacionada con este efecto.

Otros efectos del cambio climático sobre las praderas de fanerógamas son aquellos relacionados con el aumento de las temperaturas. Además de ser un factor directo de posibles cambios, provoca un aumento en la frecuencia e intensidad de los temporales y, por tanto, un incremento en la energía que se libera en las zonas de rompiente de las olas, que pueden afectar a la extensión y distribución de las praderas más superficiales, en especial a *C. nodosa* y *Zostera* spp. Respecto a *P. oceanica*, se han reportado episodios relacionados con incremento de la temperatura y aumento en su mortalidad, o las dificultades para la viabilidad de sus semillas³⁹. Otros efectos directos que el incremento de temperaturas tendrá sobre las plantas son los derivados de una menor superficie foliar, del mayor crecimiento de raíces⁴⁰ y de la intensificación del grado de anoxia en los sedimentos⁴¹.

Por otro lado, las praderas tienen un elevado potencial para secuestrar dióxido de carbono y, por tanto, su conservación es clave en las políticas y acciones dedicadas a la mitigación y adaptación de los efectos del cambio climático en los ecosistemas costeros⁴². En el Mediterráneo, este papel lo cumplen las praderas de *P. oceanica* debido a su vasta reserva de carbono acumulada a lo largo de milenios. Sin embargo, el almacén acumulado podría liberarse en un corto plazo de tiempo, ya que en áreas donde mueren estas praderas el dosel de las hojas desaparece y la mata subyacente ya no

³⁸ Valle *et al.*, 2014.

³⁹ Díaz-Almela *et al.*, 2007; Marbà & Duarte, 2010; Guerrero *et al.*, 2020.

⁴⁰ Mayot *et al.*, 2005.

⁴¹ García-Sánchez *et al.*, 2012.

⁴² Pergent *et al.*, 2012, 2014; Sánchez-Lizaso *et al.*, 2015.

está protegida contra la erosión, remineralizando la materia orgánica debido a la exposición de esta al oxígeno y devolviéndose a la atmósfera el carbono almacenado en forma de dióxido de carbono, acelerando así el cambio climático de manera similar a como lo hacen los combustibles fósiles.⁴³

Valoración de la intensidad de la presión

Tabla 9. Valoración de la presión de los potenciales efectos del cambio climático, por demarcaciones: LEBA (Levantino-balear); ESAL (Estrecho y Alborán); SUD (Sudatlántica); NOR (Noratlántica); CAN (Canaria).

Presión / Demarcación	LEBA	ESAL	SUD	NOR	CAN
<i>P. oceanica</i>	Alta	Alta	-	-	-
<i>C. nodosa</i>	Alta	Alta	Alta	-	Alta
<i>Zostera spp.</i>	Alta	Alta	Alta	Media	Media
<i>Ruppia spp.</i>	-	-	-	-	-
<i>H. decipiens</i>	-	-	-	-	Baja

En este sentido se recomienda:

- a) La primera acción para la mitigación de los efectos del cambio climático, así como para prevenirlos, pasa por la conservación de las praderas existentes, o la toma de medidas o iniciativas para su recuperación. Por tanto, los seguimientos y planes de vigilancia ambiental que afecten a praderas de fanerógamas marinas deben ser exhaustivamente controlados, exigiendo el cese o desmantelamiento de la actividad autorizada, en caso de incumplimiento de los umbrales o de empeoramiento de los parámetros de medición respecto a los controles que se hayan podido establecer en la Declaración de Impacto Ambiental (DIA).
- b) En los nuevos proyectos que se presenten, se debe exigir que, en las modelizaciones de alteraciones hidrodinámicas, tanto de corrientes como de oleaje y/o transporte sedimentario litoral, se consideren los potenciales incrementos de temperatura y de energía del oleaje en las funciones de cálculo de modelos. De la misma manera, se recomienda seguir las consideraciones expuestas en el punto de “Directrices para mitigar los potenciales efectos de la contaminación” de tomar como referencia el “peor caso posible”. En los proyectos que puedan afectar a la dinámica litoral o el perfil costero, se considera oportuno que se contemplen los posibles escenarios futuros en relación con horizontes temporales de cambio climático, con modificación de la profundidad de cierre de playas y un mapeado sobre cómo los cambios en la extensión de la zona de rompientes podrían afectar potencialmente a las praderas, para lo cual se recomienda que sean tomados los datos del IPCC (El Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio climático), tomándose un horizonte a corto plazo (10 años) y al menos otro a medio o largo plazo (20 / 50 / 80 años).

3.1.10. Directrices para mitigar los potenciales efectos de la introducción de especies alóctonas.

El ritmo al que se está produciendo en la actualidad la introducción de especies alóctonas debido al fenómeno de la globalización de la economía, con flujos de transporte desde todos los continentes,

⁴³ Pergent *et al.*, 2014.

está provocando notables impactos negativos en la diversidad biológica; si bien muchas de estas especies no constituyen ningún riesgo, otras por el contrario pueden causar la extinción de otras especies nativas, de forma directa por competencia, o de forma indirecta, al modificar los mecanismos de los ecosistemas sobre los que se implanta (exóticas invasoras).

Las principales vías de introducción favorecidas por el hombre en el medio marino son:

- La entrada a través de canales transoceánicos, como, por ejemplo, la apertura del Canal de Suez.
- La navegación: por la llegada de especies asociadas al *fouling* (organismos adheridos a los cascos y hélices de los barcos), o también especímenes, larvas, esporas incluidas en las aguas de lastre.
- La acuicultura: por la introducción de especies ya sea de forma deliberada (p.e., la ostra japonesa -también conocida como rizada o francesa-, o el *wakame*) o accidental (algas por la importación de semillas de ostra desde Japón).
- La acuariofilia: por introducciones accidentales o deliberadas de especímenes importados.

De todos ellos, el transporte por barcos y la acuicultura son los mayores vectores de propagación de las especies marinas alóctonas, especialmente debido a la dispersión de especies presentes en las aguas de lastre de barcos, así como en anclas (según la Organización Marítima Internacional, el *fouling* ha perdido importancia debido al menor tiempo de permanencia de los barcos en los puertos y por el empleo de patentes que dificultan la incrustación de especies).

La principal interacción de las especies introducidas sobre las praderas de fanerógamas marinas se produce con grupos de macrófitos, que, al competir por los recursos disponibles, como el sustrato, la luz o los nutrientes, pueden provocar cambios en la composición de los sedimentos y que, en consecuencia, limitarían la capacidad productiva de las praderas, o incluso su desplazamiento⁴⁴ por estas especies de macrófitos.

Debido a este proceso han llegado a nuestras aguas especies que merecen una especial atención debido a su potencial efecto dañino sobre las praderas de fanerógamas. Algunas de ellas son:

- *Asparagopsis taxiformis*: de presencia mediterránea, parece afectar a praderas de *P. oceanica* o comunidades de *Cystoseira spp.* Su presencia se ha constatado principalmente en zonas rocosas correspondientes a comunidades hemifotófilas y esciáfilas de la roca infralitoral, como en arenas gruesas y gravillas, y comunidades del piso circalitoral. *A. armata* en el Atlántico afecta a las praderas de *Z. marina*⁴⁵.
- *Caulerpa taxifolia*: presente en el Mediterráneo, constituye una seria amenaza para las algas y fanerógamas marinas mediterráneas. La fuerte capacidad de expansión de esta especie ha provocado la invasión de un gran número de hábitats, entre ellos, las praderas de fanerógamas, modificando los componentes orgánicos e inorgánicos del sedimento y provocando cambios en la estructura del hábitat.

⁴⁴ den Hartog, 1997; Ballesteros *et al.*, 2007.

⁴⁵ Cacabelos *et al.*, 2015.

- *Caulerpa cylindracea*: también presente en aguas mediterráneas, ha conseguido desplazar otras especies algales y de invertebrados, pudiendo resultar de riesgo para el crecimiento de las praderas de *P. oceanica*⁴⁶ si bien su crecimiento dentro del dosel de *P. oceanica* es limitado⁴⁷, distribuyéndose principalmente en los bordes de la pradera o también intercalada en praderas mixtas de *C. nodosa* y *C. prolifera*⁴⁸.
- *Dasya sessilis*: con potencial afección a las praderas de *Z. marina*⁴⁴
- *Gracilaria vermiculophylla*: los primeros registros confirmados en Galicia fueron en 2003, cubren parcialmente las praderas de *Z. noltei*, provocando alteraciones en éstas⁴⁹.
- *Dasydiphonia japonica*: afecta también a las praderas de *Z. marina*⁴⁴.
- *Lophocladia trichoclados*: su supuesta llegada desde el Mar Rojo ha provocado el recubrimiento de fondos rocosos, especialmente en la zona Balear. Se han encontrado también enclaves con presencia de esta alga en las costas del levante peninsular, reportándose daños en las praderas de *P. oceanica*⁵⁰. En el levante almeriense su presencia en praderas de *P. oceanica* en regresión puede tener efectos sinérgicos negativos⁵¹
- *Rugulopteryx okamurae*: en 2015 se detectó por primera vez en el lado sur del Estrecho de Gibraltar, en Ceuta. En el transcurso de un año, *R. okamurae* se convirtió en una especie invasora con una capacidad competitiva y un crecimiento desbordantes. En 2015 se extrajeron más de 5.000 toneladas de biomasa de las playas de Ceuta, y desde entonces se ha extendido sobre fondos rocosos iluminados de la zona submareal, hasta una profundidad máxima observada de 40 m. Esta especie alcanzó la costa de la demarcación sudatlántica en 2018, así como la del Estrecho y Alborán. Esta floración podría haberse asociado con el pico de temperatura del mar que se produjo en julio de 2015 y, por lo tanto, posiblemente estuvo también relacionada con el calentamiento global⁵².
- *Sargassum muticum*: afecta también a las praderas de *Z. marina*⁴⁴.
- *Womersleyella setacea* y *Acrothamnion preissii*: son dos algas invasoras con importantes efectos negativos demostrados sobre la flora epífita de los rizomas de *Posidonia oceanica*⁵³.

⁴⁶ Dumay *et al.*, 2002; Holmer *et al.*, 2009.

⁴⁷ Ruiz *et al.*, 2014; Bernardeau-Esteller *et al.*, 2015.

⁴⁸ Guillén *et al.*, 2010.

⁴⁹ Martínez-Lüscher & Holmer, 2010.

⁵⁰ Ballesteros *et al.*, 2007; Marbà *et al.*, 2014.

⁵¹ Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente, 2013.

⁵² García-Gómez *et al.*, 2020.

⁵³ Piazzi & Cinelli, 2003.

Valoración de la intensidad de la presión:

Tabla 10. Valoración de la presión de los potenciales efectos de la introducción de especies, por demarcaciones: LEBA (Levantino-balear); ESAL (Estrecho y Alborán); SUD (Sudatlántica); NOR (Noratlántica); CAN (Canaria).

Presión / Demarcación	LEBA	ESAL	SUD	NOR	CAN
<i>P. oceanica</i>	Media	Media	-	-	-
<i>C. nodosa</i>	Media	Media	Media	-	Alta
<i>Zostera spp.</i>	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta
<i>Ruppia spp.</i>	-	Alta	Media	-	-
<i>Halophila decipiens</i>	-	-	-	-	Alta

En este sentido se recomienda:

- a) Garantizar el seguimiento de las redes de detección de estas especies alóctonas para su localización temprana.
- b) En los proyectos de instalaciones u obras que se pretendan llevar a cabo, exigir la toma de medidas específicas para evitar su diseminación. Por ejemplo: en situaciones de dragado de sedimentos con presencia de estas especies, establecer un cribado del material en zonas de dragados o, en su caso, vertido de sedimentos, protocolos de eliminación de propágulos en redes antiturbidez, etc.
- c) En zonas donde se reporte la presencia de estas especies, revisar los planes de vigilancia de aquellas actividades sujetos a éstos, y valorar la posibilidad de que la actividad en cuestión tenga o pueda tener un papel potencial para su propagación, estableciéndose, en su caso, medidas para limitar o evitar tal potencialidad.
- d) Establecer medidas preventivas para la introducción de especies alóctonas en proyectos relacionados con la acuicultura: transporte de jaulas desde diferentes partes del Mediterráneo, transporte de especies bivalvos desde áreas geográficas lejanas (como en el caso de la ostra japonesa *C. gigas*) o de alevines desde zonas con problemas de invasión de especies (*R. okamurae*, etc.), actividades como cuarentenas en *hatcheries* en el caso de bivalvos, empleo de agua filtrada carente de esporas para el transporte de alevines.
- e) Atender al cumplimiento del Convenio internacional para el control y la gestión del agua de lastre y los sedimentos de los buques (Convenio BWM, vigente desde el 8 de septiembre de 2017) para evitar la introducción de especies alóctonas por el tráfico marítimo en los lastres de agua.
- f) Difundir el peligro de estas especies entre los colectivos de pescadores profesionales para que éstos puedan comunicar la observación de estas especies, colaborando con la detección temprana, y en zonas donde haya presencia regular establecer, pautas en la extracción y calado de redes y otros artes para que no se propaguen.

3.2. Directrices y recomendaciones en materia de restauración.

Basándose en los conocidos servicios y funciones de las fanerógamas marinas, Naciones Unidas ha recomendado explícitamente la inclusión de estos ecosistemas en las políticas nacionales e internacionales de conservación y protección de los ecosistemas marinos⁵⁴; además, Naciones Unidas ha declarado recientemente la década 2021-2030 como la década de la restauración de los ecosistemas, incluidas las praderas marinas. El objetivo de este llamamiento a nivel mundial no solamente consiste en la mera recuperación de los ecosistemas degradados, sino también, y con especial énfasis, en promover su resiliencia a los cambios climáticos y antropogénicos, tanto actuales como de los futuros escenarios climáticos a corto y medio plazo. Esto último es fundamental si pretendemos el mantenimiento de las poblaciones tanto naturales como restauradas, y se puede alcanzar mediante dos **aproximaciones de restauración** diferentes y complementarias:

- a) permitiendo la **recuperación natural** de las praderas, mitigando y/o eliminando las presiones que actualmente causan su deterioro y la consiguiente erosión de sus funciones y sus mecanismos de resiliencia. De acuerdo con la evidencia disponible, las medidas de conservación y protección derivadas de la implementación de las directivas europeas y otras normativas, si bien parecen haber tenido efectos positivos para determinadas especies en determinadas regiones, no han conseguido frenar su deterioro en muchos otros casos, no tanto por falta de efectividad (como demuestran algunos casos documentados) sino porque tales medidas no se han hecho efectivas en la realidad (debido principalmente a la ausencia de medidas y mecanismos de control y vigilancia en las áreas marinas y costeras).
- b) invirtiendo esfuerzos en técnicas de **recolonización artificial** basadas en **trasplante**, en el contexto de una estrategia de restauración a nivel nacional, con su correspondiente código ecológico de buenas prácticas, y con un enfoque moderno y racional, que incluya nuevas técnicas emergentes de lo que se denomina **evolución asistida**.

3.2.1. Restauración artificial de praderas marinas mediante trasplantes

En términos generales, las acciones de restauración de praderas marinas mediante la realización de trasplantes se justifican por la supuesta pérdida acelerada del hábitat y su lenta tasa de recuperación natural. Sin embargo, ambas asunciones no sólo no suelen ser evaluadas antes de acometer un proyecto de restauración de praderas marinas, sino que han sido recientemente cuestionadas en base a la evidencia disponible.⁵⁵ Esto último, junto con el hecho de que los trasplantes de angiospermas marinas son el método de restauración más caro del planeta (106,782 US\$/ha)⁵⁶, y teniendo en cuenta que su efectividad resulta considerablemente limitada al ser comparada con los resultados de restauración en otros biotopos, le confiere un ratio coste/beneficio dudosamente aceptable (de 1.786 ensayos analizados, la supervivencia promedio fue del 37%, tras un promedio de 3 años⁵⁷). Tal es así que no se reportó ningún caso de éxito de restauración en *P. oceanica* en la década de los 2000⁵⁸.

⁵⁴ FAO, 2020 (<https://www.fao.org/news/story/en/item/1182090/icode>)

⁵⁵ Boudouresque *et al.*, 2021

⁵⁶ Bayraktarov *et al.*, 2016; Tan *et al.*, 2020

⁵⁷ van Katwijk *et al.*, 2015.

⁵⁸ Cuhna *et al.*, 2012

En esta misma línea, Boudouresque *et al.* (2021) afirman que la mayoría de los proyectos de restauración desarrollados en el Mediterráneo no han seguido unos criterios objetivos y rigurosos, lo que se refleja en la escasez de casos de éxito, y en tales casos, por el momento no se ha evidenciado su sostenibilidad a medio plazo de entre 10 y 20 años. Por ello, cualquier propuesta de restauración de praderas marinas debe ser convenientemente justificada de acuerdo con estrategias regionales previamente definidas mediante criterios y directrices objetivos basados en la mejor información científica disponible, con vistas a evitar decisiones sin base ecológica.

Según la experiencia disponible, se dan tres tipos de operaciones de restauración de praderas marinas:

1. Reintroducción: se refiere al restablecimiento de una especie en un área en que realmente existía en el pasado, pero que ha llegado a considerarse localmente extinta como resultado del impacto de la actividad humana o un desastre natural reversible.
2. 'Re-stocking': se refiere al refuerzo de la población de una especie en una región donde ésta no ha desaparecido, pero se desea restaurar su abundancia anterior.
3. Creación de hábitat: cuando se pretende establecer una nueva pradera en áreas históricamente no habitadas por la especie.

No se considera oportuna la tercera opción si no se garantiza la minimización de las presiones que pudieran ocasionar la pérdida del nuevo hábitat. Del mismo modo, deben evitarse aquellas propuestas de trasplante como medidas de una hipotética mitigación o compensación de la destrucción futura de una pradera en el contexto de proyectos de desarrollo (como nuevos puertos, expansión de puertos existentes, ganancias de terrenos al mar, etc.), tal y como se ha recomendado en las Directrices para mitigar los potenciales efectos de las obras costeras.

Por el contrario, sí podrían estar justificadas aquellas operaciones de trasplante en zonas donde se tiene certeza de que la especie ocupaba sus fondos en el pasado, pero ha desaparecido total o parcialmente como resultado del impacto de la actividad humana. En el caso de las praderas de *P. oceanica*, las extensiones de matas muertas originadas por la actividad humana son claros casos candidatos para proyectos de trasplante. Otros casos en los que el trasplante podría verse justificado son las zanjas abiertas a través de praderas para la instalación de conducciones relacionadas con proyectos de interés público (oleoductos, gasoductos, cables de comunicaciones, etc.).

En cualquier caso, cualquier proyecto debería ser sometido previamente a una estrategia de toma de decisiones que incluyera éstas y otras consideraciones básicas, y que iría en línea con el siguiente código de conducta adoptado por el Gobierno de Francia para *P. oceanica*⁵⁹, pero también en otros países como Estados Unidos⁶⁰ y Australia⁶¹ para otras especies:

1. El sitio exacto y biotopo donde se realizará el trasplante debe haber sido ocupado previamente por la especie.
2. Las causas de desaparición de la especie deben haber cesado. Así, antes de que se realice cualquier trasplante a cualquier nivel, debe ser demostrado que las praderas o manchas

⁵⁹ Boudouresque, 2001; Boudouresque *et al.*, 2012; Paulo *et al.*, 2019.

⁶⁰ Fonseca, 1996.

⁶¹ Campbell, 2007.

aisladas más próximas a la zona de trasplante han iniciado ya una recolonización natural.

3. Los trasplantes no deben ser realizados cerca de praderas que ya tienen cierta extensión y entidad, ya que se considera poco útil añadir algunas decenas o cientos de metros cuadrados (0,001 a 0,01 ha) a una pradera que se extiende de cientos a miles de hectáreas.
4. Los trasplantes no deben ser propuestos para compensar la destrucción de otra pradera.
5. No obstante, podrían ser posibles los trasplantes en el sitio exacto donde se destruye la pradera, siempre y cuando sea compatible con las leyes específicas de cada país. Estos son casos muy aislados y forzados por una declaración de interés público, como son los emisarios para combustible y energía una vez son tapados de nuevo mediante materiales rocosos.
6. Salvo el caso del punto anterior, cualquier trasplante debe ser acometido sólo después de trasplantes experimentales que sobrepasen un tamaño crítico (p.e., varios cientos de plantas en caso de *P. oceanica*). Se ha comprobado que el éxito de un trasplante se encuentra muy relacionado con su tamaño⁶², por lo que el tamaño de los trasplantes experimentales debería ser tal que sus resultados fueran lo más representativos posible de un trasplante a escala mayor. Antes de emprender una actuación a mayor escala, los resultados del seguimiento científico deberán demostrar el éxito del trasplante experimental.
7. La obtención de fragmentos y propágulos reproductores no debe poner en riesgo las praderas existentes. Por tanto, su recolección debe realizarse de forma dispersa sobre áreas muy grandes (menos de 2 fragmentos/m²). Puede contemplarse el uso de fragmentos arrancados de las praderas de forma natural, o de plántulas obtenidas a partir de semillas.
8. Los trasplantes deben ser realizados dentro de una estrategia general de gestión de las praderas marinas de la demarcación o región implicada. Esta estrategia debería contemplar aquellas zonas y casos en los que una intervención mediante trasplante podría estar justificada, demostrando que la zona forma parte del hábitat potencial de la especie que en el pasado ocupaba sus fondos y que la actividad humana es la causa de su desaparición. Debe contemplar sólo aquellos casos en los que las presiones que han causado la regresión de la pradera han desaparecido. Así mismo, debe aportar evidencias de que la tasa de recuperación natural es inferior a lo que aportaría una intervención de trasplante y que su efecto no es superior al que se obtendría mediante alternativas de coste idéntico basadas en la protección del hábitat y la regulación de la actividad humana. También que la escala del trasplante es adecuada a la escala de la extensión del área donde el hábitat ha desaparecido, etc. La decisión de realizar o no el proyecto de trasplante podría estar supeditada a la simple mecánica de un árbol de decisión como el de la figura 1, en el que todas estas cuestiones y criterios se pueden ordenar de forma jerárquica.

⁶² van Katwijk *et al.*, 2015

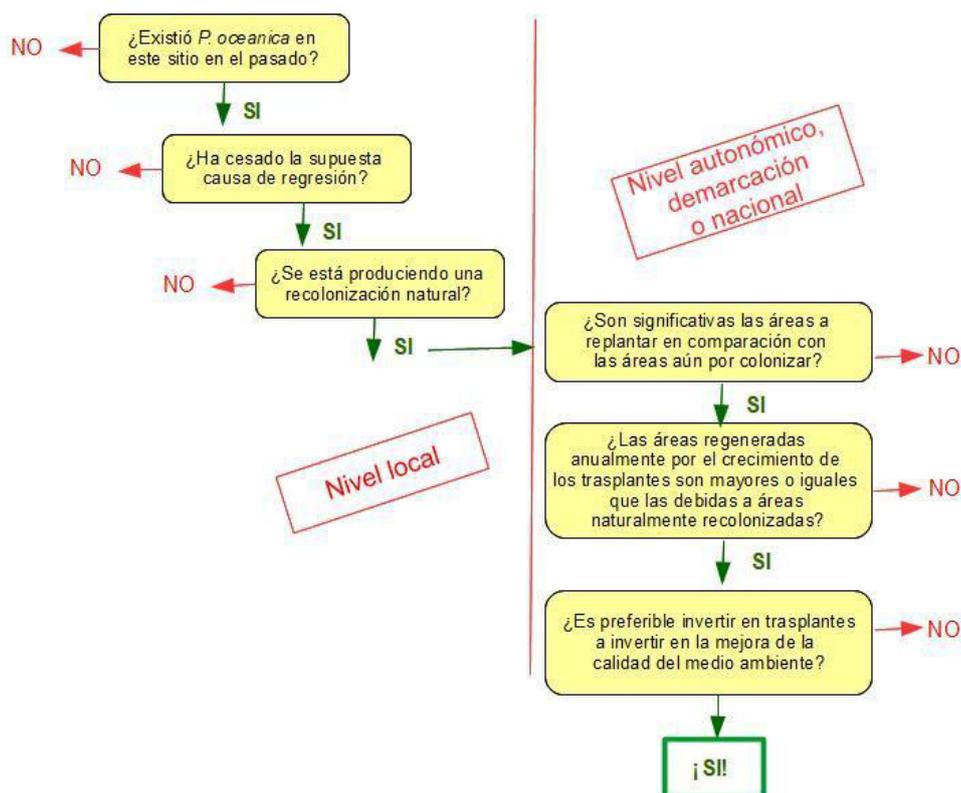


Figura 1. Estrategia de toma de decisiones para el trasplante de *Posidonia oceanica* y otras especies de fanerógamas marinas. La secuencia de preguntas-respuesta comienza primero a nivel local (el sitio donde se pretende realizar el trasplante) y luego a nivel regional (un área homogénea, como una bahía); “no” significa que el proyecto debe ser abandonado (tomado de Boudouresque *et al.*, 2021).

Los proyectos de restauración que sean llevados a cabo deberán ser objeto de un seguimiento científico que evalúe la viabilidad a corto, medio y largo plazo, contemplando no sólo el grado de supervivencia/mortalidad, sino también la recuperación de valores ecosistémicos como la producción secundaria o diversidad biológica, así como su función como solución basada en la naturaleza para la defensa y protección de la costa frente a los impactos del cambio climático.

3.2.2. Recolonización natural vs trasplantes.

Como parte fundamental de cualquier estrategia de restauración, es importante poner énfasis en el hecho de que se debe dar prioridad a las acciones basadas en el potencial de recuperación natural de las praderas y, en ningún caso, la recolonización asistida mediante trasplantes debería ser la primera opción. En este sentido, existe cada vez más evidencia de que el potencial de recolonización natural de las angiospermas marinas ha sido subestimado, incluso en las especies de crecimiento más lento como *P. oceanica*.

La recolonización natural se produce mediante tres mecanismos:

- 1) propagación vegetativa de rizomas plagiotropos desde los límites de las praderas,
- 2) fragmentos arrancados por temporales y exportados a otros sitios y,
- 3) germinación de semillas.

En el caso de *P. oceanica*, es la especie de crecimiento más lento entre las fanerógamas marinas

presentes en España. Diversos casos estudiados confirman que la recuperación de las áreas perdidas por el impacto antrópico es un proceso bastante lento, pero que progresa a medida que avanza el tiempo (años, décadas) tras el cese de las causas de su desaparición. La recolonización parcial del cráter de las bombas caídas en la Segunda Guerra Mundial⁶³ (REFS) o la lenta pero progresiva recolonización del límite superior de la pradera de la localidad italiana de Bergeggi⁶⁴ son buenos y conocidos ejemplos. En España (Alicante), tras la instalación de un arrecife artificial, se pudo constatar la lenta tasa de recuperación natural de una pradera severamente afectada por la pesca de arrastre⁶⁵. En la bahía de Giens (Francia), se ha documentado la recuperación de la pradera tras el cese de los vertidos de un emisario de aguas residuales urbanas⁶⁶. En Nápoles, se ha documentado la recolonización parcial de una zanja donde la pradera fue destruida unos 10 años atrás para instalar una tubería de un gasoducto⁶⁷, similar a otro caso muy parecido documentado en Sicilia^{68 69 70}. Gran parte de estos procesos de recolonización de *P. oceanica* se producen por mecanismos de propagación vegetativos, pero existe cada vez más evidencia de la importancia de la dispersión de propágulos sexuales, contrariamente a la creencia de que este mecanismo apenas juega un papel en los procesos de dispersión y recuperación de las praderas de esta especie.

Independientemente de la existencia de mecanismos de histéresis que pueden retardar el proceso de recuperación tras una perturbación, todo lo anterior refuerza el hecho de que, una vez se hace efectivo el cese de las presiones que han originado la pérdida del hábitat, las praderas tienen un gran potencial de recuperar las áreas perdidas de forma natural sin necesidad de intervención. Además de los ejemplos mencionados anteriormente, se dispone de evidencia de que muchas de las praderas de *P. oceanica* monitorizadas desde hace al menos dos décadas en la costas de Cataluña, Comunidad Valenciana, Murcia, Baleares y Andalucía podrían estar respondiendo positivamente a un mayor control de la actividad humana a consecuencia de la implementación de las diferentes Directivas Europeas relacionadas con su protección y conservación, así como con la intensificación de medidas de vigilancia⁷¹.

Por todo ello, cualquier directriz de gestión de las praderas marinas deberá priorizar la inversión de esfuerzos en medidas de mitigación o eliminación de las presiones antrópicas (y otras medidas de protección y conservación) frente a cualquier propuesta de intervención activa mediante trasplante. En este contexto se justifica la importancia de apoyar una estrategia de restauración en estudios que permitan determinar la importancia de la recolonización natural en las praderas supervivientes, así como el hábitat potencial de la especie que estructura el hábitat, el estado ecológico de las praderas, y las superficies desaparecidas y alteradas por la actividad humana.

3.2.3. Evolución asistida

Las zonas costeras donde habitan las praderas marinas están ya experimentando los efectos del cambio climático, y se espera que dichos efectos se intensifiquen en las próximas décadas si no se

⁶³ Meinesz *et al.*, 1984

⁶⁴ Oprandi *et al.*, 2014

⁶⁵ González-Correa *et al.*, 2005

⁶⁶ Paillard *et al.*, 1993

⁶⁷ Cotugno *et al.*, 2019

⁶⁸ Di Carlo *et al.*, 2005

⁶⁹ Di Carlo *et al.*, 2007

⁷⁰ Badalamenti *et al.*, 2011

⁷¹ Guillén *et al.*, 2013b; de los Santos *et al.*, 2019.

ponen en marcha las medidas urgentes y efectivas para detener y reducir en el corto plazo las emisiones de carbono y gases de efecto invernadero a la atmósfera. La capacidad de las angiospermas marinas para adaptarse a estos cambios dependerá de la diversidad y estructura genética de las praderas y de la medida en que los cambios genéticos sean incorporados. Sin embargo, los expertos advierten que la capacidad de adaptación genética de las poblaciones es considerablemente baja en comparación con la celeridad a la que se están produciendo dichos cambios. En este sentido, los supervivientes de las poblaciones restauradas podrían verse comprometidos por los futuros eventos climáticos, lo que invalidaría la inversión realizada en los programas de restauración. Esto abre el debate de si merece la pena continuar restaurando praderas marinas para alcanzar una condición de referencia anterior o enfocar la restauración con angiospermas marinas para facilitar su adaptación a los futuros escenarios climáticos. Es en este contexto donde se ha propuesto introducir el concepto de “evolución asistida” (o adaptación asistida) dentro de las estrategias de conservación y restauración con angiospermas marinas, cuyos planteamientos, probados en ecosistemas vegetales terrestres⁷² y mucho más recientemente en praderas marinas⁷³, han demostrado aportar propuestas de restauración mucho más efectivas y realistas que las basadas en métodos clásicos de restauración, principalmente enfocadas a la recuperación de la estructura y extensión que las praderas tenían en el pasado.

El concepto de evolución asistida incluye diferentes aproximaciones con distintos niveles de intervención. Su objetivo general es acelerar la tasa a la cual ocurren los procesos evolutivos de forma natural⁷⁴. Aunque la idoneidad de este tipo de intervenciones se encuentra bajo un fuerte debate, su enorme potencial para mejorar el éxito de los proyectos de restauración hace que, como mínimo, merezcan una exploración y discusión sobre las posibilidades que puedan ofrecer para garantizar un futuro sostenible de las praderas de angiospermas marinas. Se trata de mejorar la composición genética de las poblaciones naturales existentes y reforzar la resiliencia de las poblaciones restauradas ante estresores actuales y futuros. Los genotipos resistentes pueden ser identificados mediante selección en experimentos manipulativos y mediante la identificación de adaptación local en las poblaciones naturales, lo que precisa la disponibilidad de infraestructuras de cultivo especialmente diseñadas para albergar grandes cantidades de material vegetal y que permitan la manipulación experimental de las condiciones ambientales. En estas condiciones sería posible aplicar otros métodos de obtención de genotipos resistentes, como el empleo de métodos de endurecimiento (*priming/hardening*). Estos métodos se basan en que la preexposición de las plantas a un estrés moderado tiene un elevado potencial de inducir una “memoria del estrés” que puede dar lugar a genotipos con una mayor tolerancia a la exposición del siguiente evento de estrés. En esto parecen estar implicados mecanismos epigenéticos, en los que los cambios genéticos inducidos de esta forma son heredables y persisten de generación en generación. Existen ya las primeras evidencias científicas de la existencia de esta “memoria al estrés” en angiospermas marinas⁷⁵ y se ha demostrado por primera vez para *P. oceanica*⁷⁶.

Si bien esto ha dado lugar a un debate sobre la ética de modificar la composición genética de las poblaciones naturales y restauradas, sí es cierto que la incorporación de los planteamientos y

⁷² Jones & Mónaco, 2009

⁷³ van Oppen *et al.*, 2015

⁷⁴ Pazzaglia *et al.*, 2021

⁷⁵ Nguyen *et al.*, 2020

⁷⁶ Marín-Guirao *et al.*, en preparación

métodos de la evolución asistida en los criterios de restauración merecen ser al menos explorados, debido a su enorme potencial de fortalecer las poblaciones de angiospermas marinas, tanto existentes como restauradas, frente al enorme reto de resistir los cambios futuros del medio marino y costero⁷⁷. Pero esto implica, en primer lugar, la necesidad de introducir la componente genética (y epigenética) en las estrategias de conservación y restauración en un sentido incluso más amplio que el relacionado con los métodos de evolución asistida, algo que raramente consideran los proyectos de trasplante de angiospermas marinas.

En general, el criterio genético es fundamental para aspectos tan básicos como la estructura y diversidad genética de las poblaciones a restaurar, la idoneidad de las poblaciones donantes, conocer la conectividad genética entre poblaciones en el área geográfica en la que se realiza el trasplante, el seguimiento del funcionamiento y éxito de las poblaciones restauradas, etc. Es fundamental que las poblaciones restauradas tengan una diversidad genética y epigenética lo más amplia posible y contengan genotipos adaptados localmente o capaces de adaptarse a las condiciones ambientales locales. La diversidad genotípica es la base de la diversidad fenotípica, que determina en qué medida las poblaciones restauradas responderán a los estresores ambientales de los sitios restaurados. Algunos estudios indican que la selección de sitios donantes con elevada diversidad genética, junto con la adecuada elección del material vegetal (plantas adultas, semillas, plántulas, etc.), son factores cruciales para maximizar el éxito de la restauración. Para ello, es fundamental la realización de estudios genéticos previos sobre áreas geográficas amplias que permitan identificar aquellas praderas con mayor diversidad genética y con condiciones ambientales similares a los escenarios futuros de cambio climático. En definitiva, estos y otros aspectos igualmente relevantes no hacen más que evidenciar el importante papel del conocimiento genético en la restauración con angiospermas marinas.

3.3. Directrices en materia de evaluación y seguimiento de las especies y actuaciones.

Con el fin de evaluar el estado de conservación de las praderas de fanerógamas es imprescindible disponer de mecanismos y procesos de evaluación y seguimiento de las poblaciones que, mediante la recopilación de datos científicos, permitan valorar la evolución de las poblaciones a nivel espacio-temporal. En ese sentido, las diferentes normativas existentes en la actualidad disponen de programas de seguimiento específicos que permiten evaluar el estado de las praderas de fanerógamas marinas a nivel de demarcación marina, sin perjuicio de los seguimientos que se llevan a cabo a tenor de lo dispuesto en el artículo 17 de la Directiva Hábitats y del grupo de trabajo para el seguimiento y evaluación de los tipos de hábitats de España, en el marco del Comité de Flora y Fauna Silvestre y de Espacios Naturales Protegidos.

En el anexo 7 del presente documento se recogen las metodologías y técnicas para realizar el seguimiento y evaluación del estado de conservación de las praderas de fanerógamas. No obstante, además de las metodologías y técnicas recogidas en el anexo 7, se podrá explorar la eficacia de otras técnicas para realizar esta tarea, como, por ejemplo, técnicas de teledetección.

Adicionalmente, se propone una serie de recomendaciones para la mejora de los procesos de

⁷⁷ Pazzaglia *et al.*, 2021

seguimiento y evaluación que pretenden redundar en una optimización de los procesos de reporte a la Comisión Europea.

a) Consolidar las actuales redes de seguimiento:

- Directiva Marco del Agua: puesta en funcionamiento por parte de los Organismos de cuenca inter- e intra-comunitarios. Desde 2005 recoge información sobre *P. oceanica* en relación con índices multiparamétricos asociados a la calidad del agua.
- Directiva Marco de Estrategias Marinas: incluye el programa de seguimiento ES-HB-5_Angiospermas, cuyo objetivo es recabar la información necesaria para evaluar el estado de las praderas de angiospermas marinas con respecto al buen estado ambiental a nivel de demarcación marina (en las demarcaciones marinas sudatlántica, levantino-balear, del Estrecho y Alborán y canaria), de acuerdo con los criterios de la Decisión 2017/848 y la información disponible. Para ello, se ha desarrollado un programa de seguimiento basado en la medición de una serie de parámetros correspondientes a aspectos o propiedades de las angiospermas marinas que son característicos de los diferentes niveles de organización en que se estructuran los componentes y funciones de estos hábitats (y su comunidad asociada), y que responden al impacto de las presiones antrópicas.
- POSIMED, dedicada desde 2009 al seguimiento de las poblaciones de *P. oceanica* en Cataluña, Illes Balears, Comunidad Valenciana, Región de Murcia y Andalucía. Esta red ha generado un marco general para la puesta en común de datos y criterios para su análisis y difusión. Todo ello da la posibilidad de emplear las series temporales en realizar un análisis global del estado de las praderas de *P. oceanica* en las demarcaciones levantino-balear y del Estrecho y Alborán.
Se recomienda incluir dentro de esta red el seguimiento de la especie *C. nodosa*, dada su coincidencia geográfica con *P. oceanica* (a excepción de Canarias). Para ello, se iniciaría el seguimiento con un número reducido de puntos de muestreo en calas con densidades y praderas estables para, posteriormente, ir aumentando el número de estaciones de muestreo de manera coordinada.
- FAMAR: programa de voluntariado ambiental, cuya finalidad es el seguimiento ambiental de las praderas de angiospermas marinas de la bahía de Cádiz.
- Noratlántico – Cantábrico, aglutinando las iniciativas y participación de Universidades y centros de Educación Ambiental que trabajan en la materia (CEIDA, Universidad de Vigo, Universidad de Cantabria – Instituto de Hidráulica Ambiental).
- Canarias: para el seguimiento de los sebales de *C. nodosa* de la zona. En el marco de los proyectos complementarios del LIFE IP INTEMARES, financiados por la Fundación Biodiversidad⁷⁸, se están desarrollando una serie de actuaciones para favorecer la

⁷⁸ Proyecto SEASTORE – Conservación y restauración de praderas de la fanerógama marina *Cymodocea nodosa*. Una herramienta clave en la preservación de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, y la mitigación, adaptación y resiliencia ante el cambio climático.

regeneración de estas praderas en la región Macaronésica y mitigar el impacto de determinadas actividades en litoral.

- b) Coordinar los equipos científicos que participan en los seguimientos, tanto desde diferentes Comunidades Autónomas como dentro de las mismas. Establecimiento de programas periódicos de formación.
- c) Establecer una plataforma de intercambio de información con ubicación de estaciones para evitar duplicidades en los esfuerzos de seguimiento y favorecer el libre acceso a la información.
- d) Promover experiencias de intercalibración entre equipos de monitorización.
- e) Favorecer el flujo de información desde los grupos de investigación y seguimiento a la administración, con el fin de mejorar el conocimiento del estado de las praderas de fanerógamas marinas por parte de los gestores de la biodiversidad marina.
- f) En lo relativo a *Zostera* spp., se recomienda reforzar la coordinación entre las redes existentes, con el fin de optimizar recursos y evitar duplicidades dado el ámbito geográfico común y la escasa extensión de estos hábitats. En el caso de Canarias sería oportuno que, además de favorecer la regeneración de las praderas, se establezca un programa de seguimiento para años futuros basado en el trabajo conjunto de administraciones, centros de investigación y programas de ciencia ciudadana.
- g) Efectuar, en el caso de *Ruppia* spp., una mejora del inventario y cartografía a través de la coordinación con los equipos científicos que realizan o hayan realizado estudios sobre la especie. El objetivo final será, además, definir metodologías comunes de trabajo y establecer una propuesta de red coordinada a nivel nacional.
- h) Incorporar en los reportes sexenales los resultados obtenidos de *H. decipiens*, alcanzados a través de los proyectos complementarios del LIFE IP INTEMARES financiados por la Fundación Biodiversidad.

3.4. Directrices para la gestión de los arribazones.

Las acumulaciones de algas y fanerógamas marinas en las orillas de las playas arrojadas por el mar tras desprenderse de forma natural del substrato rocoso o arenoso reciben distintos nombres tales como banquetas o arribazones. Estas arribadas de plantas y algas marinas son fenómenos naturales causados generalmente por el efecto de los oleajes y temporales en la franja costera, que favorecen el saneado de las poblaciones de macroalgas y plantas marinas.

La llegada y deposición de estos restos a playas y zonas costeras tiene un efecto positivo para la estabilidad de las playas, al actuar como una barrera natural contra la erosión marina. Estos materiales ejercen funciones similares a las de las dunas embrionarias aportando, por un lado, materia orgánica y nutrientes a la flora autóctona y, por otro, conformando el soporte alimentario de muchos invertebrados que a la vez constituyen el alimento de juveniles de peces, insectos, o aves marinas, etc.⁷⁹. Sin embargo, los procesos de descomposición de estos materiales orgánicos pueden

⁷⁹ Mateo *et al.*, 2003; Boudouresque & Jeudy de Grissac, 1983

afectar a las condiciones de desarrollo de los usos turístico-recreativos; y es por ello por lo que muchos ayuntamientos, competentes en las labores de limpieza de su litoral, retiran y transportan a vertederos estos arribazones, ignorando la importancia ecológica y medioambiental de los arribazones. Ello plantea diferentes problemas:

- La retirada de arribazones y el aumento de los fenómenos erosivos afectan tanto a la geomorfología de la playa como al funcionamiento de los ecosistemas costeros a raíz de la pérdida permanente de nutrientes.
- El carácter súbito y masivo del depósito de algas y plantas marinas en las playas plantea serios inconvenientes con relación a la planificación de los servicios de limpieza necesarios para su eliminación. Ello ha llevado al uso de medios mecánicos que, aplicados de manera intensiva y sin criterios geomorfológicos y ambientales, reduce la biodiversidad costera, altera los perfiles de playa, y provoca una pérdida de sedimentos que altera la dinámica sedimentaria del litoral.
- El depósito en vertederos de arribazones retirados incrementa la problemática ambiental existente en los vertederos, en los cuales no se ha establecido hasta el momento ningún protocolo o sistema de eliminación de bajo impacto de los arribazones. Tampoco existe a fecha de hoy -salvo algunas iniciativas locales- un sistema específico para la retirada y traslado a vertedero de estos arribazones vegetales, o un registro histórico que permita el desarrollo de un plan de revalorización y aprovechamiento de este tipo de materiales.

Por tanto, en este contexto, se hace indispensable valorar la necesidad y el efecto de la retirada de los arribazones de algas y plantas marinas, además de establecer un control exhaustivo sobre los mismos en caso de realizarse.

Adicionalmente, hay que tener en cuenta que los arribazones son una fuente de información científica de alto valor. El estudio de los arribazones proporciona información sobre el estado de las poblaciones naturales de macroalgas y fanerógamas marinas, particularmente amenazadas en la actualidad. Son, por tanto, óptimos indicadores de la calidad ambiental del litoral que deben ser estudiados, por lo que su eliminación, en caso de producirse, debería hacerse siempre previo estudio especializado.

Por último, cabe destacar que Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, incluye en su artículo 57.c la prohibición de “poseer, naturalizar, transportar, vender, comerciar o intercambiar, ofertar con fines de venta o intercambio, importar o exportar ejemplares vivos o muertos, así como sus propágulos o restos, salvo en los casos en los que estas actividades, de una forma controlada por la Administración, puedan resultar claramente beneficiosas para su conservación, en los casos que reglamentariamente se determinen”, prohibición que afecta a las especies incluidas en el LESRPE, como es el caso de *P. oceanica* y, por tanto, su retirada estaría regulada por la administración competente en coordinación con el resto de administraciones implicadas.

Estas directrices establecen los siguientes puntos a tener en cuenta para la selección de dónde, cuándo y cómo deben ser retirados estos arribazones. Para ello, se ha tomado como referencia la

“Guía de Playas” del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico⁸⁰, en lo referente a los parámetros que pueden diferenciar las playas o calas naturales de aquellas donde la presión de usos es más intensa, como son: el grado de urbanización, la presencia de paseo marítimo, y el grado de ocupación. En el caso de que la Comunidad Autónoma haya establecido clasificaciones de los tramos de costa, calas o playas en naturales o urbanas, se tomarán éstos como los descriptores a tener en cuenta.

Las acciones de extracción de arribazones no son recomendables en casos de retroceso de la línea de costa, entendiéndose éste como el efecto que se produce cuando, debido al transporte longitudinal del sedimento, la cantidad de material saliente es superior a la cantidad de material que entra, provocando el retroceso de la playa⁸¹.

En el Anexo 10, se detallan las medidas que se recomienda tener en cuenta, cuando sea imprescindible la retirada, traslado o reposición de arribazones.

3.4.1. Selección de zonas.

3.4.1.1. Zonas donde no se recomienda la extracción de arribazones:

- a) Las playas y calas incluidas en la Red Natura 2000 que no tengan una alta ocupación.
- b) Las playas y calas, incluidas o no en la Red Natura 2000, que tengan al menos una de las siguientes condiciones: grado de urbanización aislada, semiurbana, o natural; ausencia de paseo marítimo; grado de ocupación bajo.

En la demarcación noratlántica, se podrán exceptuar de estas recomendaciones aquellas playas o tramos de costa donde la actividad para el marisqueo así lo precise.

3.4.1.2. Zonas donde la extracción de arribazones puede llevarse a cabo:

- a) Las playas y calas no incluidas en el punto anterior que no estén afectadas por fenómenos de recesión de la línea de costa, siguiendo las medidas para minimizar el impacto de la retirada de los arribazones (siguiente punto) así como la de selección de zonas de acopio para secado.
- b) Las playas y calas no incluidas en el punto anterior que sí estén afectadas por fenómenos de recesión de la línea de costa, sólo cuando se cumplan las tres condiciones relativas a:
 - a. Grado de urbanización: urbana,
 - b. Presencia de paseo marítimo,
 - c. Grado de ocupación: alto.

En tales casos, se seguirán las medidas para minimizar el impacto de la retirada de los arribazones, así como las de selección de zonas de acopio para secado. Una vez finalizada la temporada estival se procederá a su reposición siguiendo el procedimiento para su devolución a la costa.

⁸⁰ <https://www.miteco.gob.es/es/costas/servicios/guia-playas/>

⁸¹ Ministerio de Medio Ambiente, 2008.

3.4.2. Época habilitada para la retirada de los arribazones

En las zonas en las que la retirada de arribazones se pueda autorizar, ésta se llevará a cabo en la temporada estival: entre los meses de junio y septiembre. Cuando haya planes especiales de conservación de fauna y flora, y esta actividad pueda afectar a sus objetivos, el período de autorización para la retirada de arribazones podrá verse limitado por la afección de tales planes.

3.4.3. Medidas para minimizar el impacto de las operaciones de la retirada de los arribazones.

Se efectúan las siguientes recomendaciones⁸²:

- a) La limpieza mecánica sólo se permitirá si la superficie se encuentra seca (7-10 cm). La limpieza en la zona húmeda se centrará en los residuos antrópicos.
- b) Se evitará la limpieza mecánica cuando exista previsión de viento fuerte, con el fin de reducir el transporte eólico.
- c) No se aceptarán prácticas de roturación y arado en profundidad de la playa.
- d) El uso de maquinaria pesada debe ser limitado y regulado con el objeto de minimizar el impacto en la morfología de la playa.
- e) En playas con sistemas dunares se establecerán franjas de reserva (3-5 m) donde la limpieza será manual y selectiva.
- f) En playas de granulometrías gruesas se deben extremar las precauciones en las labores de limpieza de la playa, manteniendo la precaución de no arrastrar la capa de cantos y arenas. En caso de ser inevitable, separar posteriormente los restos de fanerógamas y algas de los cantos y arenas y volverlos a depositar en su lugar.
- g) No se deben acumular arbitrariamente los cantos y arenas, dejando al oleaje este papel.
- h) Aprovechar al máximo el uso de cantos y arenas sin que sean tratados de material de desecho que acabe en vertedero.
- i) Restituir la base de cantos de la playa aumentando su grosor, de forma que se proteja la parte inferior de acantilados y costas llanas.
- j) Se asegurará un sistema de control de las operaciones de limpieza para evitar el fraude y las extracciones sistemáticas de arena para usos no autorizados.
- k) Se realizarán periódicamente pruebas *in situ* con las máquinas de limpieza mecánica que midan el volumen de arena retirada, con la elaboración de indicadores de seguimiento. Este será un criterio que prime a la hora de adquirir nuevos equipos.
- l) Los conductores de los equipos de limpieza realizarán cursos de adiestramiento, pues su pericia influye decisivamente en la reducción de la arena retirada.
- m) Se limitará la frecuencia de retirada de restos naturales (*Posidonia oceanica*), depositando los restos dentro de la propia playa (zona dunar, si la hubiese).

⁸² Yepes & Cardona, 2008; IEL, 2018.

- n) Se adecuará el diseño de paseos marítimos y rampas de acceso a playas para minimizar las pérdidas debidas al transporte eólico en aquellas playas y calas que ya cuenten con dichas infraestructuras.
- o) En playas de uso masivo se colocarán duchas o lavapiés que eliminen los sedimentos adheridos a los bañistas. Preferentemente, se utilizará agua reciclada en estos supuestos.
- p) En caso de previsión de temporales se respetarán las bermas de *P. oceanica* de las zonas más expuestas.

3.4.4. Selección de zonas de acopio para secado de los arribazones en caso de su extracción.

Cuando sea necesaria la extracción de los arribazones, se depositarán en áreas para su desecación y cribado de arena, teniendo en cuenta:

- a) Que sea una localización preferentemente antropizada, con el fin de evitar impactos negativos sobre áreas de valor ecológico.
- b) Que la densidad de población del municipio alrededor no sea muy elevada.
- c) Que la zona tenga una superficie que permita almacenar elevadas cantidades de arribazones y proceder a su secado y acopio. El agua escurrida puede distribuirse por una gran superficie, con lo que se acelera su evaporación al expandirse en una fina lámina, y que se permita el fácil acceso de camiones y maquinaria.

3.4.5. Procedimientos para su devolución a la playa.

En los casos en que se opte por la solución de la devolución de arribazones a las playas es recomendable elaborar un protocolo específico que tenga en cuenta lo siguiente:

- a) La mejor época para efectuar los vertidos de arribazones a las playas es entre los meses de noviembre y febrero (salvo en Baleares, donde su Decreto 25/2018 indica que deben reponerse antes del 15 de octubre de la temporada siguiente, en el caso de las playas en recesión). Este periodo queda fuera de la época estival y no coincide con el ciclo de liberación normal de las hojas, de tal forma que su aportación no se sumaría a la que ocurre naturalmente. También sería previo a la época de mayor frecuencia de temporales (marzo-mayo).
- b) Es preferible que la devolución de arribazones se realice en condiciones de relativa agitación del oleaje, de forma que facilite la fragmentación y separación de los restos vegetales frente a los de arena. En caso de predicción de un gran temporal, es preferible adelantar la devolución de los arribazones para que, de esta forma, ayuden a frenar el impacto del oleaje en la línea de costa.
- c) Los arribazones deben verterse en diversas zonas a lo largo de la playa y no concentrarlos en un único punto, para favorecer su distribución homogénea. El vertido debe ser escalonado, respetando unos periodos de tiempo en función del comportamiento observado de los arribazones para cada lugar específico.

- d) Debe conocerse la dirección del transporte sedimentario y, en función de la dirección del oleaje incidente, la formación de corrientes de retorno que lo alejarían de la orilla, transportando hacia mayores profundidades parte del material vertido.

3.4.6. Condiciones para la retirada.

Cuando la normativa estatal o autonómica condicione la retirada de arribazones, se atenderá a las correspondientes normas, tanto en lo referente a zonas permitidas como a épocas de retirada y devolución, en su caso.

3.5. Directrices de coordinación.

Tal y como se ha indicado en apartados anteriores, así como en los anexos correspondientes del presente documento, en materia de investigación, control, gestión y conservación de las praderas de fanerógamas marinas se encuentran involucrados múltiples equipos y organismos de investigación, así como diferentes administraciones a nivel estatal, regional y local. Adicionalmente, debido a la amplia y variada legislación que afecta a este tipo de especies y a los hábitats que conforman⁸³, existen diferentes metodologías y plazos para la recopilación de la información necesaria para dar cumplimiento a las obligaciones de información y derivadas de la citada normativa.

Además de los órganos competentes en la conservación de especies protegidas y en la gestión de espacios protegidos, en el litoral confluyen competencias de diferentes administraciones públicas que deben ser consideradas en la identificación de actuaciones de conservación eficaces y compatibles con otros usos del litoral. En todo caso, para ello, se deberá cumplir con toda la normativa sectorial vigente, entre ella, la relacionada con el patrimonio cultural subacuático, la ordenación espacial marítima, y la pesquera, entre otras. En lo referente a las cuestiones medioambientales, cabe destacar las competencias de la Administración General del Estado en materia de gestión y protección de la biodiversidad marina y del dominio público marítimo-terrestre donde, entre otras funciones, se encuentra la de ejercer la coordinación con comunidades autónomas, entidades locales y organismos públicos de las actuaciones o proyectos que contribuyan a:

- La mejora de la sostenibilidad de la costa y del mar; la gestión del dominio público marítimo terrestre.
- La protección y conservación del medio ambiente marino, con especial atención a las especies incluidas en el LESRPE y/o en el Catálogo Español de Especies Amenazadas.
- La ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, al incluir en su anexo I de hábitats naturales de interés comunitario cuya conservación requiere la designación de zonas especiales de conservación, al incluir de forma específica el hábitat 1120 de praderas de *Posidonia* (*Posidonium oceanicae*), así como los incluidos en los códigos: 1110 de bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina poco profunda; 1130 de estuarios; 1140 de llanos fangosos o arenosos que no están cubiertos de agua cuando hay marea baja; 1150 de lagunas costeras ; y 1160 de grandes calas y bahías poco profundas que albergan praderas del resto de especies de fanerógamas marinas.

⁸³ En el Anexo 3 se detalla la normativa aplicable a este grupo de especies.

- La Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de protección del medio marino, cuyos instrumentos esenciales de planificación del medio marino son las denominadas Estrategias Marinas, entre cuyos objetivos específicos se encuentran la protección y conservación del medio marino, incluyendo su biodiversidad; la prevención y reducción de los vertidos al medio marino; y la compatibilidad de las actividades y usos en el medio marino sean compatibles con la preservación de su biodiversidad.
- El Real Decreto 79/2019, que desarrolla los criterios de compatibilidad para el cumplimiento de este objetivo y que, en consecuencia, abordan también la conservación, preservación y recuperación de las praderas de fanerógamas marinas.
- Real Decreto 363/2017, de 8 de abril, por el que se establece un marco para la ordenación del espacio marítimo y que materializa, según el artículo 5, la ordenación del espacio marino a través de los denominados Planes de Ordenación del Espacio Marítimo (en tramitación en el momento de la elaboración de este documento) y que contemplan la transversalidad como criterio para la conservación y mejor gestión de las praderas de fanerógamas.

Por su parte, a las administraciones autonómicas, en base al artículo 6.4 de la Ley 42/2007 de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, respecto de la biodiversidad marina, les corresponde el ejercicio de las funciones con respecto a especies (excepto las altamente migratorias) y espacios, hábitats o áreas críticas situados en el medio marino, cuando exista continuidad ecológica del ecosistema marino con el espacio natural terrestre objeto de protección, avalada por la mejor evidencia científica existente. Igualmente, les corresponde la gestión y control de los vertidos desde tierra al dominio público marítimo-terrestre.

Por último, las administraciones locales tienen competencias en la gestión de limpieza de playas, el tratamiento de las aguas residuales, el balizamiento de zonas de baño y otros deportes náuticos, y la confección y cumplimiento de los planes locales frente a la contaminación de la ribera del mar.

Por ello, se subraya la importancia que tendría la creación de un grupo de trabajo de fanerógamas marinas para la coordinación y seguimiento de la aplicación de las presentes Directrices. Este grupo podrá constituirse de manera independiente, o bien como un subgrupo dependiente del Grupo de Trabajo de Conservación Vegetal constituido en el seno del Comité de Fauna y Flora Silvestres.

Este grupo o subgrupo de trabajo estará constituido por, al menos, un representante del MITECO, un representante de cada una de las comunidades autónomas y ciudades con estatuto de autonomía del área de distribución de las especies de fanerógamas marinas, y opcionalmente, un representante de las Federaciones de Municipios y Provincias de cada una de las comunidades autónomas implicadas en la gestión de arribazones. Sus funciones podrían ser las siguientes:

- En materia de gestión y conservación:
 - Impulsar la aplicación de las presentes directrices, con el fin de disponer de procedimientos de gestión comunes.
 - Identificar problemas de conservación y proponer prioridades de actuación.
 - Asesorar sobre la inclusión, modificación o exclusión de una especie en el LESRPE o en el CEEA.
 - Promover y contribuir a la elaboración de los planes y estrategias de conservación y recuperación que sean necesarios para cada una de las especies de fanerógamas

marinas.

- Promover actuaciones de vigilancia para la reducción de presiones sobre las praderas de fanerógamas marinas.
- Favorecer la coordinación técnica con las administraciones locales en la mejora de las directrices para la gestión de arribazones.
- Promover la búsqueda de financiación para abordar acciones globales y de interés general de conservación de las fanerógamas marinas.
- En materia de seguimiento:
 - Promover la actualización y seguimiento de la información relativa al estado de conservación de las especies de fanerógamas marinas y su problemática de conservación.
 - Revisar el cumplimiento de los objetivos derivados de la legislación vigente en la materia.
 - Diseñar un plan de seguimiento para determinar el grado de cumplimiento de los objetivos derivados del documento de directrices comunes para la gestión y conservación de las fanerógamas marinas.
 - Facilitar la incorporación de los datos y toda la información generada en el marco de los programas de seguimiento en el Banco de Datos de la Naturaleza del MITECO, y de acceso libre a responsables de los programas y gestores.
 - Promover criterios comunes para autorizaciones vinculadas a limpiezas de los arribazones en playas y recogidas de residuos.
- En materia de participación ciudadana, sensibilización y comunicación.
 - Favorecer redes de participación y diálogo, abordando la gestión de aquellos conflictos e intereses de acuerdo con los objetivos de conservación que puedan surgir.
 - Promover e impulsar la creación de programas de sensibilización sobre la importancia de las fanerógamas marinas.
 - Promover e impulsar la creación de programas de capacitación destinados al personal encargado de la limpieza de playas y calas.

Por otro lado, este grupo podría contar con el apoyo o asesoramiento de personas expertas y representantes de los grupos de investigación en la materia.

4. Seguimiento y evaluación

Se realizará un seguimiento y evaluación del grado de cumplimiento de estas directrices en base a los objetivos planteados, el cual se llevará a cabo en el seno del Grupo de Trabajo y contará, por tanto, con la cooperación de las administraciones implicadas.

Se atenderá al cumplimiento de los objetivos de estas Directrices a través de los siguientes indicadores:

Tabla 11. Indicadores asociados al seguimiento y evaluación de las Directrices.

OBJETIVO	INDICADORES ASOCIADOS
1. Garantizar que las actividades y usos en el medio marino sean compatibles con la preservación de las fanerógamas marinas	Número de Planes de gestión en la Red Natura 2000 aprobados con medidas para evitar o minimizar las presiones sobre las praderas de fanerógamas marinas.
	Número de planes de vigilancia ambiental, por demarcación y especie, aprobados en trámites de evaluación de impacto ambiental, con medidas y controles en praderas de fanerógamas marinas.
	Número de medidas que favorezcan procesos de conservación o restauración en zonas donde se haya eliminado o mitigado una actividad causante de afección significativa.
2. Actualizar el conocimiento de sus áreas de distribución con la mayor resolución posible	Actualización periódica de la cartografía de praderas de fanerógamas marinas en función de nuevos proyectos o nueva información disponible.
	Realización al menos de una evaluación cada 5 años del estado de las poblaciones de cada una de las especies en su conjunto, por demarcación y Comunidad Autónoma.
	Número y evaluación del estado de áreas las críticas para la conservación y de las áreas sensibles a presiones.
	Número de estudios y proyectos científicos relativos a praderas de fanerógamas marinas.
3. Considerar la posibilidad de actuaciones de restauración en zonas donde hayan cesado las presiones o reducido considerablemente	Número de áreas identificadas como potenciales para su restauración.
	Superficies restauradas dentro de las áreas seleccionadas como potenciales para su restauración.
4. Actualizar y promover el conocimiento científico disponible y asegurar el acceso y transferencia de la misma a la gestión y a la sociedad.	Número de modelos de evolución temporal de los principales descriptores por especies, demarcaciones, comunidades autónomas, espacios de la RN2000...
	Plataformas de acceso a los paneles de datos y su evolución temporal, para su uso tanto por gestores como por la sociedad con fines educativos, por ejemplo.
	Número de campañas de sensibilización desde las diferentes administraciones responsables (estatal, autonómica y local).

OBJETIVO	INDICADORES ASOCIADOS
5. Promover el desarrollo de campañas de información, sensibilización y divulgación	Número de acciones de capacitación para la mejora de la conservación y gestión de las praderas de fanerógamas marinas dirigidas a personal de limpieza de playas, pescadores, navegantes, empresas responsables de emisiones, público general etc.
6. Promover activamente la adecuada gestión de los arribazones	Número de playas o calas donde no se recogen los arribazones.
	Número de playas donde se retiran y reponen los arribazones.
	Cantidad de arribazones que son destinados a vertedero.
7. Generar un marco de coordinación efectiva entre las administraciones implicadas en la gestión de las praderas de fanerógamas marinas	Creación de un grupo de trabajo entre la administración autonómica, estatal, local y expertos, para promover la planificación coordinada de actuaciones de protección, conservación y recuperación de praderas, revisión de procedimientos de gestión comunes y transferencia de resultados. Indicador de funcionamiento: al menos una reunión anual.
	Establecimiento de un sistema de trabajo para la coordinación de las diferentes redes de seguimiento, posteriormente, cada 5 años: valoración de su efectividad y propuestas de mejora.
	Incorporación en el Banco de Datos de la Naturaleza de la información generada en el marco de los programas de seguimiento y de acceso libre a responsables de los programas y gestores. Cada 5 años: valoración de su efectividad y propuestas de mejora.

5. Calendario de actualización

Se considera proponer un calendario de actualización de estas directrices de diez años, tras su aprobación y publicación en el BOE, salvo que una normativa de rango superior requiera una actualización diferente.