

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/365607803>

Buenas prácticas Libro completo

Book · November 2022

DOI: 10.6018/editem.2980

CITATIONS

0

READS

87

3 authors, including:



Francisco Belmonte Serrato
University of Murcia

233 PUBLICATIONS 1,112 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Gustavo A. Ballesteros Pelegrín
University of Murcia

128 PUBLICATIONS 228 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)

Some of the authors of this publication are also working on these related projects:



Soil conservation measures in Rural Development Programs [View project](#)



LIFE SALINAS (LIFE17 NAT/ES/000184) Conservación de los hábitats y aves acuáticas en el LIC y ZEPA ES0000175 "Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar" [View project](#)

Buenas prácticas para la gestión y conservación de la biodiversidad en ambientes litorales: salinas, playas y dunas



**Buenas prácticas para la gestión y
conservación de la biodiversidad en
ambientes litorales:
Salinas, playas y dunas.**

Editores:

Francisco Belmonte Serrato
Gustavo Alfonso Ballesteros Pelegrín
Antonio Daniel Ibarra Marinas

Universidad de Murcia
2022

Editum. Ediciones de la Universidad de Murcia



Esta guía ha sido financiada por la Unión Europea por medio del programa LIFE, en el marco del proyecto LIFE SALINAS -LIFE17NAT/ES/000184 "Conservación de los hábitats y aves acuáticas en el LIC y ZEPA ES0000175 "Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar". Los contenidos son responsabilidad exclusiva del proyecto LIFE Salinas y en ningún caso debe considerarse que refleja la posición de CINEA, ni que esta Agencia es responsable del uso que se puede hacer de la información que contiene. En su elaboración han colaborado Salinera Española, S.A., Asociación de Naturalistas del Sureste (ANSE), Universidad de Murcia, Dirección General del Medio Natural de la Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, la consultora portuguesa Mãe d'água Lda. y el Ayuntamiento de San Pedro del Pinatar.

Editores: Francisco Belmonte Serrato, Gustavo Alfonso Ballesteros Pelegrín y Antonio Daniel Ibarra Marinas

Autores:

Ballesteros Pelegrín, Gustavo Alfonso^{1,3}, gabp1@um.es • Belmonte Serrato, Francisco¹, franbel@um.es • Escudero Lozano, Pedro⁶, escudero.geografo@gmail.com • Fernández Ramos, Julio³, fernandez@salineraespanola.com • García Marín, Ramón¹, ramonqm@um.es • Hernández Mármod, Diana¹, diana.h.m@um.es • Hueso Kortekaas, Katia^{4,5}, katia@ipaisal.org; khueso@comillas.edu • Ibarra Marinas, Antonio Daniel¹, adaniel.ibarra@um.es • Martínez Arnal, Nerea¹, nerea.martinez4@um.es • Monteagudo Albar, María⁷, maria.monteagudo2@carm.es • Neves, Renato⁵, renato.neves@maedaqua.pt • Romero Díaz, Asunción¹, arodi@um.es • Sánchez Balibrea, Jorge², sanchez.balibrea@gmail.com • Zamora López, Antonio¹, antonio.zamora2@um.es

¹ Universidad de Murcia

² Asociación de Naturalistas del Sureste (ANSE)

³ Salinera Española S.A.

⁴ Universidad Pontificia de Comillas

⁵ Mãe d'água Lda

⁶ GEOHABITAT S.L

⁷ Dirección General del Medio Natural (CARM)

Cómo citar esta obra:

Belmonte Serrato, F., Ballesteros Pelegrín, G. A., y Ibarra Marinas, A. D.(Eds.). (2022). *Buenas prácticas para la gestión y conservación de la biodiversidad en ambientes litorales*. Editum. Ediciones de la Universidad de Murcia. <https://doi.org/10.6018/editum.2980>

DOI: <https://doi.org/10.6018/editum.2980>

ISBN: 9788409448159

Si el lector detecta algún error en el libro o bien quiere contactar con el autor, puede enviar un correo a publicaciones@um.es

Noviembre de 2022



Belmonte Serrato, F., Ballesteros Pelegrín, G. A., y Ibarra Marinas, A. D.(Eds.). (2022). *Buenas prácticas para la gestión y conservación de la biodiversidad en ambientes litorales*. Editum. Ediciones de la Universidad de Murcia. <https://doi.org/10.6018/editum.2980>

Se permite la reutilización y redistribución de los contenidos siempre que se reconozca la autoría y se cite con la información bibliográfica completa.

Índice

Base experimental	7
El proyecto Life Salinas	
Capítulo 1.	11
Salinas. Historia y evolución	
1.1. Introducción a la actividad salinera. Funcionamiento de las salinas litorales	11
1.2. Patrimonio Histórico, cultural y paisajístico asociado a la actividad salinera.	19
1.3. Referencias	29
Capítulo 2.	
Importancia ambiental y social de los ambientes salinos en el contexto de los humedales mediterráneos.	35
2.1. Servicios ecosistémicos de las salinas litorales	35
2.2. desarrollo socioeconómico local asociado a la gestión sostenible de las salinas de litoral	42
2.3. referencias	52
Capítulo 3.	
Efectos de la dinámica litoral, las intervenciones antrópicas y el cambio climático en playas, dunas y salinas costeras.	57
3.1. Dinámica y procesos costeros	57
3.2. Actuaciones antrópicas que alteran la dinámica litoral y los procesos asociados en el mediterráneo español	65

3.3. Amenazas sobre el litoral a causa del calentamiento global	80
3.4. Las salinas costeras en el mediterráneo	88
3.5. Conclusiones	96
3.6. Referencias	97

Capítulo 4.

Propuesta de gestión para la mejora y conservación de la biodiversidad en salinas litorales. 105

4.1. Creación de infraestructuras verdes como hábitats de nidificación de aves acuáticas.	105
4.2. Manejo de especies problemáticas	114
4.3. Referencias	118

Capítulo 5.

Propuestas de gestión para reducir la erosión costera y la restauración de hábitats dunares. 123

5.1. El problema de la erosión costera	123
5.2. La gestión del problema	126
5.3. Actuaciones para la protección de playas y sistemas dunares en el marco del proyecto LIFE-Salinas	133
5.4. Replicabilidad de las acciones de gestión costera del Proyecto Life Salinas en el Mediterráneo	145
5.5. Referencias	147

Base experimental

El proyecto Life Salinas

Gustavo Alfonso Ballesteros Pelegrín

Las Salinas de San Pedro del Pinatar pueden ser consideradas como un modelo de desarrollo sostenible, donde la producción de sal ha favorecido la creación de uno de los humedales más importantes del sureste de España, donde se han citado más de 170 especies de aves, entre las que destacan 32 especies incluidas en el Anexo I de la Directiva 2009/147/CE del Parlamento y del Consejo de 30 de noviembre de 2009 relativa a la conservación de las aves silvestres, con poblaciones reproductoras destacadas en el contexto nacional y mundial, como la colonia nidificante de gaviota de Audouin (*Ichthyaetus audouinii*), que representa el 2-3 % de la población mundial, o la pagaza piconegra (*Gelochelidon nilotica*), con el 1-2 % de la población europea; así como la presencia de especies endémicas como el fartet (*Aphanius iberus*) y de 18 hábitats de interés comunitario (Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres) de los que 3 son prioritarios: 1150* Lagunas costeras, 1510* Estepas salinas mediterráneas (*Limonieta*) y 2250* Dunas litorales con *Juniperus spp.*

El Programa de Medio Ambiente y Acción por el Clima (LIFE) es el instrumento financiero de la Unión Europea (UE) dedicado, de forma exclusiva, al medio ambiente. Su objetivo es favorecer el desarrollo sostenible, mediante políticas que aporten soluciones y las mejores prácticas para alcanzar los objetivos medioambientales y climáticos, así como promocionar tecnologías innovadoras en este campo.

El proyecto LIFE17 NAT/ES/000184 “Conservación de los hábitats y aves acuáticas en el LIC y ZEPA ES0000175 Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar” (LIFE-SALINAS) se desarrolló entre 2018-2022, con un presupuesto de 1.790.845 € y cofinanciado en un 56% por la UE. El proyecto fue coordinado por

Salinera Española, y participaron como socios el Departamento de Geografía de la Universidad de Murcia, el Ayuntamiento de San Pedro del Pinatar, la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, la Asociación de Naturalistas del Sureste (ANSE) y Mae d'água, consultora portuguesa de medio ambiente.

Los objetivos y contenidos del Proyecto LIFE-SALINAS responden a la visión para 2050 de la Estrategia de la UE sobre la biodiversidad, ya que se "*protege, valora y restaura debidamente la biodiversidad y los servicios ecosistémicos que presta, dando el valor intrínseco de la biodiversidad y su contribución esencial al bienestar humano y a la prosperidad económica*".

El Proyecto LIFE-SALINAS se ejecuta con el objetivo de abordar algunos de los principales problemas de conservación a los que se enfrenta el Parque Regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar, en concreto:

1. Erosión de las dunas de la playa de la Llana, por la alteración de la dinámica litoral de transporte de sedimentos norte-sur, con reducción de aportes de arena a la playa situada al Sur del Puerto y retroceso de la línea de costa, que en algunos tramos supera los 100 m.

2. Reducción de la superficie óptima de reproducción de aves acuáticas (de 406 ha en 1994 a 85,4 ha en 2015) por el desarrollo de la vegetación que cubre gran parte de los diques de separación de estanques salineros, como consecuencia del aumento de la población de gaviota patiamarilla (*Larus michahellis*), que ha pasado de tener concentraciones invernantes de unos 200 ejemplares a principios de la década de 1990, a más de 2.000 ejemplares en la década de 2010.

3. Dificultades en la circulación de agua de la charca de Coterillo con el circuito salinero, generando problemas de eutrofización, y produciendo un descenso progresivo de las poblaciones de aves acuáticas.

4. Control de las especies exóticas invasoras, como el Agave americana, *carpobrotus cacinaciformis*, *Myoporum acuminatum*, etc. que afectan sobre todo a los hábitats dunares situados paralelos a los 6 Km de costa del Parque Regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar.

De esta manera, las actuaciones del Proyecto LIFE-Salinas facilitan la conservación del territorio de las especies de fauna y hábitats prioritarias en la UE, y pone en valor los servicios ecosistémicos, con el aumento de la producción y mejora de la calidad de la sal, contribuyendo a la aplicación, desarrollo e implementación de la política y legislación europea en materia de naturaleza y biodiversidad.

Con respecto a la Directiva Aves (*Directiva 2009/147/CE*), las acciones de conservación aumentan el hábitat de reproducción y alimentación de la gaviota de Audouin (*Ichthyaetus audouinii*), especie prioritaria en la UE que tiene en las

Salinas de San Pedro del Pinatar el 2-3% de la población mundial, y favorece también a 6 especies del Anexo I de la Directivas Aves que tienen poblaciones relevantes en la UE y/o en España.

Respecto a la Directiva Hábitats (*Directiva 92/43/CEE*), mejora la conservación de 14 hábitats incluidos en el Anexo I de esta directiva, entre los que destacan 2 prioritarios (*): 1210, 1310, 1410, 1420, 1510*, 2110, 2210, 2230, 2250*, 2260, 92D0 y recupera una importante población de fartet (*Aphanius iberus*), pez endémico del sureste de la península ibérica.

El vallado, la colocación de captadores de arena y la limitación de acceso de personas a las dunas de la playa de la Llana, ha permitido la recuperación del ecosistema dunar, reduciendo el riesgo de que el Mar Mediterráneo pueda llegar a inundar durante temporales los estanques salineros más cercanos a la playa de la Llana.

Finalmente, todas estas actuaciones han ido acompañadas por una serie de actividades y compromisos en los que Salinera Española adquiere un acuerdo con ANSE para la custodia del territorio a largo plazo, se diseña e implementa un certificado de calidad y protección ambiental para la sal de las Salinas, especialmente de aquellas incluidas en la Red Natura 2000, se establecen unas redes de colaboración con otros proyectos similares y una potente campaña de difusión para difundir los resultados y que puedan ser replicables y transferibles en otras zonas del territorio europeo y otra campaña de educación ambiental para dar a conocer el proyecto a la población local.

Capítulo 1

Salinas litorales. Historia y evolución

Gustavo Alfonso Ballesteros Pelegrín,
Katia Hueso Kortekaas, Renato Neves y
Julio Fernández Ramos

1.1. Introducción a la actividad salinera. Funcionamiento de las salinas litorales

La sal marina es un mineral natural, con sus propiedades mineralógicas características de cristalización y formación, que se puede obtener con la evaporación del agua de mar (sal marina), de los manantiales o mediante extracción minera de una roca mineral denominada halita (sal gema o de roca) (Navas, 1997; Castro, 1993); pero también de la concentración de algunas plantas como la salicornia o determinadas gramíneas.

La sal está compuesta por dos iones, uno positivo (catión) de sodio y otro negativo (anión) de cloro, se funde a 801°C y hierve a 1440°C, mientras que el cloro supone el 61 % del peso y el sodio el 39 % (Ballesteros, 2014).

Las salinas son instalaciones destinadas a la obtención de sal para su comercialización que utilizan como materia prima la sal, producto de uso universal y cuyas reservas se consideran inagotables, ya que su mayor reservorio natural es el agua de los mares y océanos.

En la península ibérica, con carácter general, se distinguen dos tipos de salinas:

- Salinas de interior: se sitúan en el entorno de manantiales de agua salada que aparecen sobre depósitos de sal subterráneos, o mediante inyección de agua a presión en el interior de la tierra donde se sitúen yacimientos salinos para obtener el mineral disuelto en forma de salmuera, que posteriormente será sometido a evaporación por termo-compresión o evaporación solar en cristalizadoras al aire libre.

- Salinas costeras, cuando se sitúan en las costas para utilizar el agua del mar o del océano. La mayor parte de las salinas costeras tienen un proceso de producción completamente ecológico, ya que en su producción industrial se utiliza como materia prima el agua marina, de la que se obtiene sal utilizando fuentes de energía naturales, como el calor solar y la cinética del viento.

Para el funcionamiento de salinas de evaporación solar se requieren ciertas condiciones ambientales. Es necesaria una exposición solar prolongada y continuada en determinadas épocas del año, donde sean habituales la brisa y el viento. Es imprescindible una baja humedad relativa del aire y la diferencia de temperatura entre el día y la noche condiciona que la cristalización sea de una forma u otra. Finalmente, es fundamental contar con un área de terreno suficiente y con una pendiente adecuada (Carrasco, 2017 y Hueso, 2020). En lo que se refiere a las salinas marítimas, las condiciones básicas para su existencia son (Castro, 1993 y Ballesteros y Fernández, 2013):

1. Existencia de una costa baja y plana, posiblemente con zonas a un nivel inferior al del mar, para que el agua pueda circular directamente o, con poco gasto de energía.
2. El suelo debe ser de naturaleza arcillosa, para dificultar el drenaje del agua.
3. Disponibilidad de niveles mínimos de insolación y escasas precipitaciones, especialmente durante la época de concentración y cosecha.
4. El lugar debe estar protegido de las mareas altas y de las inundaciones, tanto de origen marino como de escorrentía.

Tradicionalmente se han construido salinas costeras en la cuenca mediterránea, aprovechando casi siempre lagunas o marismas que bordean el mar y que, por aportes de origen marino, ya se encontraban inundados de forma natural en determinadas épocas y circunstancias.

La esencia de los procesos salinos en las salinas costeras consiste en la evaporación paulatina del agua y por tanto en la concentración creciente de sales en el agua de mar almacenada en estanques poco profundos, hasta alcanzar el gradiente que provoca la precipitación de la fracción de cloruro de sodio que luego será recogida. El proceso de evaporación se ve favorecido por el efecto de los vientos, que actúan evacuando el vapor de agua que asciende sobre los estanques salineros.

El control del proceso de obtención de la sal consiste en vigilar la concentración de sal, ya que en el agua existen elementos que precipitan o cristalizan a diferentes concentraciones, permitiendo su separación del cloruro de sodio, el cual se obtiene con separación efectiva en diferentes compartimentos con diferentes concentraciones.

El control sobre el proceso de extracción de sal radica en el seguimiento de la concentración de sal, ya que existen elementos en el agua que precipitan o

cristalizan en diferentes concentraciones, lo que permite su separación del cloruro de sodio, lo que se logra mediante una separación efectiva en compartimentos con diferentes concentraciones.

El primer grupo de estanques, que suelen ser más grandes, reciben al agua directamente del mar o a través de canales o lagunas interconectadas con compuertas, y reciben el nombre de "evaporadores" o "calentadores". Su función es evaporar el agua para forzar su concentración, a la vez que favorecen la decantación de partículas sólidas y otras sales que contiene el agua. Cuando la concentración de cloruro sódico es de unos 25° Baumé (Bé), que corresponde a unos 325 gramos de sal por litro, entonces la cristalización de la sal alcanza su máximo rendimiento. Esto sucede en los llamados "cristalizadores", de los que hablaremos más adelante.

En general, en los primeros estanques denominados "evaporadores", se produce una primera decantación o precipitación de las partículas en suspensión que contiene el agua hasta que la concentración es de unos 8° Bé (70-80 g de sal por litro) (Pastor *et al.*, 2008).

Con el incremento de la concentración salina de entre 8 y 14°Bé por litro de agua (80-140 g/l) empieza a precipitar la mayor parte del carbonato cálcico (CaCO_3) y posteriormente el sulfato cálcico (CaSO_4), haciendo pasar el agua a los denominados "concentradores" que llegan a alcanzar unos 20°Bé por litro de agua (300 g/l). Estos estanques se monitorizan de forma permanente ya que alimentan con salmuera saturada a los estanques "cristalizadores", donde se producirá la precipitación y cristalización del cloruro sódico (NaCl) en el fondo de la cubeta cuando el agua saturada alcanza en torno a los 25° Bé por litro de agua (325 g/l). En ningún caso la concentración debe superar los 30° Bé por litro de agua (370 g/l), ya que se produce la precipitación en exceso de las sales de magnesio (MgSO_4 y MgCl_2) y por encima de los 34° Bé por litro de agua las de potasio (KBr), que producen un sabor amargo a la sal. Para no superar los 30° Bé se deben abrir las compuertas y evacuar el agua de los estanques cristalizadores y proceder a la cosecha de la sal.

En general, la relación de extensión superficial entre los cristalizadores con el resto de los estanques salineros debe ser entorno de 9:1, atendiendo a la disminución de volumen que experimenta el agua desde que es bombeada del mar hasta que llega a los cristalizadores.

Si tomamos como ejemplo las Salinas de San Pedro del Pinatar (Murcia), se observa que el agua se bombea desde el Mar Menor, ya que tiene mayor proporción de sales que el Mediterráneo, a través de los molinos de Quintín y Calcetera a dos circuitos con recorridos diferentes, por donde circula por una serie de balsas o charcas comunicadas por compuertas. El agua, se almacena primero en charcas "almacenadoras" que tienen una salinidad similar a la laguna del Mar Menor y luego se canaliza a las "calentadoras", de menor tamaño y

profundidad, donde el agua se evapora con más intensidad, aumenta la concentración de sal y separa algunos componentes del agua de mar. Finalmente, el agua llega a las balsas de "cristalización" situadas en el centro de la explotación salinera, donde se lleva a cabo la cristalización de la sal (Figura 1).

Figura 1. Diferenciación de los estanques salineros en las salinas de San Pedro del Pinatar.



Fuente: elaboración propia.

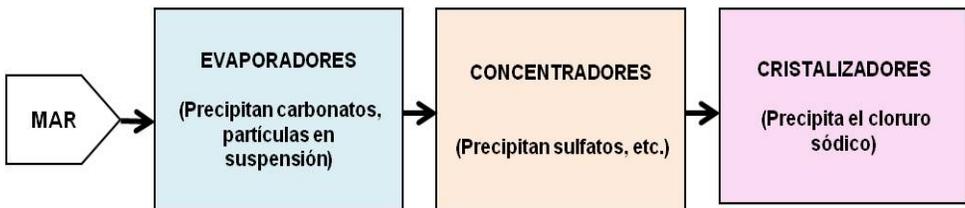
La sostenibilidad de las salinas litorales se basa en que la fuente básica de energía es el sol, que con la ayuda del viento evapora el agua de mar, considerado como un recurso inagotable. El litoral mediterráneo es, en general, un lugar privilegiado para esta industria, ya que el clima es propicio con un número muy elevado de horas de sol al año, altas temperaturas durante un largo periodo estival, vientos constantes y escasas precipitaciones.

Por lo general, la fecha de extracción de sal de los estanques cristalizadores suele producirse entre septiembre y noviembre, dependiendo de factores como la producción estimada, el riesgo de lluvias, o el grado de mecanización de la explotación salinera. Pero el proceso de producción es sustancialmente el mismo que, de forma básica, pasa por las siguientes fases (Salinera Española, 2006):

Paso 1: Circuito del agua dentro de unas salinas

Se clasifican tres tipos de estanques o lagunas en relación a su función en el proceso de precipitado (Figura 2), conectadas por una serie de pasos y/o canales mediante los que se hace circular el agua por gravedad o por un sistema de bombeo

Figura 2. Funciones de los estanques de las salinas marítimas.



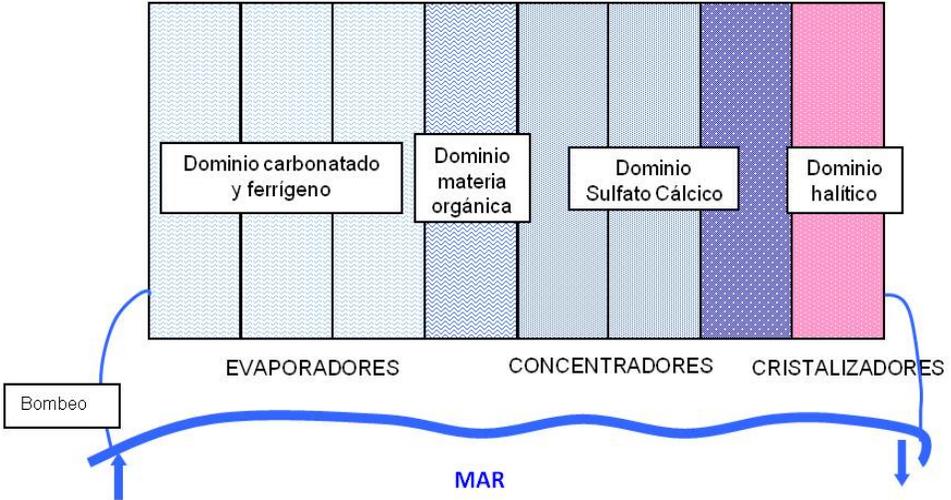
Fuente: Elaboración propia a partir de Salinera Española (2006).

Para que la precipitación de cloruro de sodio se lleve a cabo con un mínimo de impurezas, es preciso controlar la densidad del agua de cada estanque para estimar la concentración de otras sustancias y regular el paso de agua de unos estanques a otros. (Figura 3).

Paso 2: Extracción, transporte y lavado de la sal

Para extraer la sal del cristalizador se procede previamente a su vaciado. Para la recolección de la sal se utiliza una excavadora que va rompiendo la capa homogénea del cloruro sódico. A la vez, la sal se amontona con palas para que pierda el agua restante (Figura 4).

Figura 3. Esquema de un circuito de salinas marítimas.



Fuente: Salinera Española (2006).

Figura 4. Apilado de sal en charcos cristalizadores para que escurra el agua



Fuente: Foto Gustavo Ballesteros

Paso 3: Lavado y centrifugado de la sal

La sal se lava para eliminar las impurezas (arenas, sulfatos, etc.) y se centrifuga para eliminar el agua y reducir la humedad (Figura 5).

Paso 4: Almacenamiento de la sal

La sal se apila en montones formando el “acopio principal” de donde se irá retirando para su venta a granel o mediante su procesamiento y envasado (Figura 6).

Figura 5. Lavadora y centrifugadora de sal.



Fuente: Foto Gustavo Ballesteros

A partir del siglo XX la demanda de sal se ha ido incrementando desde unos 10 hasta 214 millones de toneladas/año en el año 2000, producción que se ha mantenido relativamente estable hasta la actualidad. España ocupa el puesto número 11 de los mayores productores de sal con 3,9 millones de toneladas/año, siendo los dos primeros Estados Unidos con 45,1 y China con 31,3 millones de toneladas/año (Pérez-Hurtado de Mendoza, 2004).

Figura 6. Apilado de la sal.

Fuente: Foto Gustavo Ballesteros

En 1996 las empresas con mayor producción eran: Minas de Torrelavega (1,8 millones de toneladas/año), Unión Salinera de España (1 millón de toneladas/año), Suria-K y Potasas del Llobregat (0,2 millones de toneladas/año), Ibérica de Sales (0,16 millones de toneladas/año), Energía e Industrias Aragonesas (0,12 millones de toneladas/año) y Salinera Española (0,1 millones de toneladas/año).

Atendiendo al destino de la producción de las salinas en España, en torno al 56 % se distribuye para consumo interior: 20 % para uso doméstico y 36 % para la industria, mientras que el 44 % restante, se exporta principalmente a la Unión Europea y Noruega (Pérez-Hurtado de Mendoza, 2004).

Las salinas forman parte de los denominados “paisajes de la sal”, en los que atendiendo a los gradientes de salinidad se produce una sucesión de ecosistemas en los que se desarrollan comunidades de organismos muy bien adaptados y establecidos y se desarrollan diversas actividades humanas (Hueso, 2019).

España es el país europeo con mayor cantidad y diversidad de “paisajes de la sal”, con casi un millar de salinas y humedales salinos (Carrasco y Hueso, 2008; Carrasco, 2009) (Tabla 1).

Tabla 1. Minas, salinas y humedales salinos en España

Tipología	Número de especies			
	Industrial	Artisanal	En desuso	Total
Minas de sal	7	NA	25	32
Salinas de interior	3	18+	± 500	516
Salinas costeras	12	8+	± 150	173
Humedales salinos	NA	NA	NA	244
Total	23	25-30	± 680	965

Fuente: Hueso (2017).

1.2. Patrimonio histórico, cultural y paisajístico asociado a la actividad salinera

1.2.1. Los paisajes de la sal

Los paisajes de la sal se pueden definir como "un tipo de paisaje cultural formado en lugares de producción de sal que combinan hábitats seminaturales salinos y valores culturales relacionados con la actividad salinera" (Hueso, 2004), aunque fue más adelante ampliada a "espacios en los que la sal podía crear un hábitat salino o salobre de forma natural, sin intervención humana" (Hueso y Carrasco, 2008). Así, puede incluir casi cualquier tipo de hábitat salino, independientemente de la salinidad, la estacionalidad o el origen de la sal, además de aquellos tipos de paisaje cultural que existen como consecuencia de la producción de ésta como mercancía (Figura 7). También pueden ser "creados" por la acción humana, cuando la sal está suficientemente oculta en condiciones naturales, pero aparece en la superficie durante su explotación como mercancía. Los paisajes de la sal pueden clasificarse según diferentes criterios, como el origen de la misma en el paisaje, el grado de salinidad del agua o del suelo, la geomorfología del terreno o el grado de actividad humana en la zona.

El factor más relevante en la configuración de los paisajes de la sal, ya sean artificiales o no, es la presencia de la sal en ellos. La presencia natural de la sal constituye el criptosistema de un paisaje y define cómo será el fenosistema, es decir, lo que se percibe a simple vista (González Bernáldez, 1981).

Desde el punto de vista fisicoquímico, en condiciones normales de temperatura y presión, la sal común o cloruro de sodio es un cristal cúbico sólido y regular. Sin embargo, dada la alta solubilidad de la sal, es frecuente encontrarla disuelta en agua, como sucede en superficie al estar en contacto directo con

agua de las precipitaciones y de escorrentía. La salmuera puede encontrarse en muchas formas en la naturaleza, como manantiales naturales, arroyos hipersalinos, marismas, lagos salinos, etc.

Figura 7: Paisaje de la sal en san Pedro del Pinatar.



Fuente: Katia Hueso, 2005

En el subsuelo, este mineral puede aparecer como roca sólida, en diapiros o en forma disuelta, en capas freáticas subterráneas. La salinidad del suelo o del agua determinará la estructura del hábitat y la comunidad de biota que éste alberga y, por tanto, configurará el fenosistema. La salinidad afectará a la presencia y abundancia de especies halófilas (es decir, amantes de la sal) de la fauna y la flora y al grado de especialización de estas especies (desde las denominadas halotolerantes, que pueden prosperar tanto en condiciones no salinas como en condiciones de baja salinidad, hasta las denominadas halófilas extremas, que requieren altas salinidades). Si el lugar tiene una salinidad alta en general, la mayoría de las especies generalistas -normalmente más grandes y llamativas- no podrán prosperar. Como la mayoría de los halófilos son pequeños y la mayoría de los halófilos extremos son microorganismos, el paisaje parecerá vacío, casi desprovisto de vida. Nada más lejos de la realidad. En condiciones salinas, la diversidad de especies puede disminuir, pero la abundancia de halófilos especializados, en ausencia de depredadores y competidores, puede dispararse (Godet *et al.*, 2016, Hueso, 2012).

La geomorfología del terreno no está directamente relacionada con la presencia de sal, pero determinará la forma en que las especies lo colonizan y la facilidad o no de obtener sal en la zona. Así, los paisajes de la sal pueden ser planos, como suele ser el caso de las salinas costeras de evaporación solar, pero también en algunos enclaves del interior. También pueden encontrarse en laderas más o menos empinadas, en valles profundos, en llanuras de inundación. Ocasionalmente, también se encuentran en hondonadas naturales o excavadas al efecto en litorales rocosos; como sucede con las salinas llamadas “primitivas” en Malta, Peloponeso o las islas Canarias; en las mesetas de alta montaña, como los lagos salados de los Altos Andes, el Tíbet o incluso la Antártida, etc. Por lo tanto, los paisajes de la sal pueden encontrarse prácticamente en todos los biomas: desde los ecosistemas de selva tropical y manglares hasta los hábitats polares y de alta montaña; desde los bosques templados hasta las estepas y los desiertos (Petanidou, 1997; Williams, 1981).

Lo que determina la existencia de un paisaje de la sal es la propia sal, tanto si está presente de forma natural como si se ve favorecida por la acción humana.

1.2.2. Vínculo entre el ecosistema y la actividad salinera

Tal y como se ha definido anteriormente, la sal es el elemento clave en torno al cual se configuran estos paisajes. En el apartado anterior se ha analizado cómo está presente la sal en la naturaleza. Aquí nos centraremos en cómo esta sal afecta al hábitat, a las especies que lo colonizan y a sus relaciones tróficas, es decir, al ecosistema en su conjunto.

Es un hecho bien conocido que el exceso de sal es una condición que pone en peligro la vida de la mayoría de los seres vivos. En condiciones naturales, la biota nativa de los paisajes de la sal ha desarrollado diferentes mecanismos fisiológicos para hacerle frente. Algunas plantas diluyen la sal en sus estructuras aéreas, volviéndolas suculentas, como el tallo (género *Salicornia*) o las hojas (géneros *Suaeda* o *Salsola*). Otras plantas secretan el exceso de sal (géneros *Limonium*, *Atriplex* o *Tamarix*) o protegen sus órganos de la salinidad con ciertas sustancias, como el glicol, un alcohol muy utilizado como anticongelante (Breckle, 2002). Los microorganismos y los pequeños invertebrados utilizan mecanismos similares. Los animales más grandes, cuyos nichos ecológicos trascienden estos paisajes, son poco comunes en los hábitats hipersalinos. El coste fisiológico de desarrollar y mantener estos mecanismos es elevado y pierden capacidad de competir con otras especies en condiciones no salinas. Como consecuencia, la riqueza y abundancia de especies suele disminuir con la salinidad (Gómez *et al.*, 2005; Millán *et al.*, 2002; Moreno *et al.*, 1997). Por ello, los halófilos se consideran especies raras y frágiles, especialmente los que se encuentran en el interior, en enclaves salinos rodeados por un entorno no salino.

Las salinas de evaporación solar son un tipo específico de paisaje en el que el ser humano tiene control sobre la presencia de la sal, regulando su flujo hacia los diferentes elementos presentes en él y, por tanto, configurando el ecosistema salino. En ellas se produce una sucesión de balsas de salinidad gradualmente creciente, creando así una serie de microhábitats de diferentes concentraciones de sal, cada uno con su propia comunidad de especies, que crean una red trófica específica. Estas salinas son ambientes muy estables, ya que cada conjunto de balsas se considera en equilibrio y la biota está formada por una comunidad bien adaptada y establecida (Dyall-Smith *et al.*, 2003; Pedrós-Alió *et al.*, 2000). Una salina de evaporación solar de litoral presenta en su conjunto un fuerte gradiente de salinidad: desde alrededor del 3%, que corresponde a la concentración de agua de mar, hasta el 30%, que corresponde al nivel de saturación de sal en la salmuera. Aparece un descenso significativo de la biodiversidad cuando se alcanza un nivel de salinidad del 7-15% (Antón *et al.*, 2000; Britton & Johnson, 1987; Oren, 1994, 2002; Pedrós-Alió *et al.*, 2000; Rodrigues *et al.*, 2011). Por otro lado, las salinas de interior, que suelen estar alimentadas por manantiales o fuentes de salmuera, comienzan con una concentración de sal muy superior a la del mar. En estos lugares todas las balsas se consideran, por tanto, hábitats hipersalinos. Por ello, la diversidad de su biota es relativamente baja, pero, su rareza y fragilidad muy alta (Abellán *et al.*, 2005; Gómez, *et al.*, 2005; Hueso & Carrasco, 2009; Masero *et al.*, 2003). La principal amenaza a las salinas en su conjunto es el cambio de usos de suelo. En el litoral, por presión recreativa y urbanística, que, en zonas llanas de litoral con clima mediterráneo, es muy grande. En el interior, por intensificación agrícola o simple abandono. A todas les afecta también el cambio climático, que altera los niveles y disponibilidad de salmuera. Finalmente, se puede dar una reducción de las condiciones de salinidad, por vertidos de aguas de origen agrícola o por cambio a otros usos de espacio. Para acuicultura, por ejemplo. Ello puede aumentar la abundancia y riqueza de las especies generalistas u oportunistas, pero disminuir la riqueza o abundancia de las especies más halófilas (Figura 8), arriesgándose a una reducción global de la biodiversidad a nivel regional (Velasco *et al.*, 2006).

La biota que se encuentra en las salinas artificiales es esencial para el proceso de producción de sal, que está íntimamente ligada a los fenómenos fisicoquímicos del sistema (Davis, 1980, 2006). Está compuesta principalmente por organismos microscópicos suspendidos en el agua (la comunidad planctónica) y por aquellos adheridos al suelo de las lagunas (comunidades bentónicas que forman los llamados tapetes microbianos), que pueden ayudar o perjudicar la producción de sal, dependiendo de cómo se gestionen (Davis, 2006).

Figura 8: *Artemia sp.* en las salinas de San Juan (Saelices de la sal, Guadalajara).



Fuente: Katia Hueso, 2003

El conocimiento de la ecología de estas comunidades es de suma importancia para la producción de sal: un sistema biológico "equilibrado" en las balsas aumenta la producción de sal tanto en términos cualitativos como cuantitativos, mientras que un sistema "inadecuado" o "desequilibrado" impide la adecuada formación de cristales y la precipitación (Davis, 1980, Sundaresan *et al.*, 2006). Un sistema está en equilibrio cuando la comunidad trófica es estable y no sufre cambios importantes a lo largo del tiempo. Los productores primarios (algas, fitoplancton, microorganismos) son lo suficientemente abundantes como para alimentar a los depredadores (desde el zooplancton hasta las aves), que a su vez aportan materia orgánica al sistema, como resultado de la defecación o la descomposición de plantas o animales muertos. Un sistema desequilibrado puede presentar varios problemas, siendo el más típico un exceso de materia orgánica. Esto haría que la salmuera fuera turbia e impediría la formación de cristales de buena calidad. Además, interesa mantener una rica comunidad planctónica, pues ésta oscurece la salmuera, aumenta la absorción de energía solar e incrementa la evaporación del agua (Davis, 1974; Oren y Dubinsky, 1994; Oren y Rodríguez-Valera, 2001), acelerando así la tasa de cristalización y aumentando la producción de sal. La comunidad bentónica, por su lado, retiene

los nutrientes del agua, sella los estanques contra las fugas de salmuera y la infiltración de agua dulce subterránea, y evita la producción excesiva de mucílago, facilitando la producción de cristales de sal de alta calidad (Davis, 2006, 2009). Para mantener el sistema equilibrado, es necesario conocer bien los ciclos naturales de las especies que forman parte de los distintos ecosistemas (es decir, los diferentes grupos de balsas) de la salina. Por lo tanto, no hay que subestimar la importancia de un sistema trófico equilibrado para la producción de sal.

De ahí que la producción de sal se haya convertido en una parte completamente integrada de los ecosistemas salinos creados por la mano humana. Las salinas de evaporación solar pueden considerarse como ecosistemas particulares, en los que la intervención humana no sólo se tolera, sino que es necesaria para producir eficazmente un producto económicamente viable, a la vez que desempeña un papel fundamental en la conservación de la naturaleza y la biodiversidad (Hueso y Carrasco Vayá, 2008; Korovessis y Lekkas, 1999; MultiAveiro, 2007; Petanidou, 2000; Petanidou y Dalaka, 2009).

1.2.3 Valores culturales de los paisajes de la sal

La presencia humana es, por tanto, un factor muy relevante a la hora de definir los paisajes de la sal, ya que muchos han sido transformados, ampliados o incluso creados a partir de la presencia y abundancia relativa de sal natural. Si ésta se explota como recurso mineral, la técnica de producción determinará las características externas de un paisaje de la sal, su fenosistema. Las salinas de evaporación solar son quizá el método que más influye en éste, por su mayor integración e influencia en el ecosistema natural. La combinación única de factores naturales y culturales, con la adición de elementos al paisaje (edificios, infraestructuras, caminos...), deja huellas únicas y enriquece la diversidad de paisajes de la sal que se encuentran en todo el mundo. De hecho, se podría decir que “no hay dos paisajes de la sal iguales” (Réault-Mille, 2006).

Por otra parte, como bien es sabido, la sal es mucho más que un simple mineral: por sus múltiples usos y aplicaciones. Ha sido un producto de máxima importancia estratégica (Hueso y Petanidou, 2011). No sólo es esencial para nuestra supervivencia, desde un punto de vista fisiológico (Denton, 1982; Schulkin, 1991), sino también para permitir el asentamiento en comunidades más grandes e incluso mejorar nuestra capacidad de conquistar nuevos territorios, gracias a sus propiedades de conservación de alimentos (Kaufmann, 1960; Multhauf, 1978).

La necesidad humana de sal ha marcado la presencia de asentamientos, rutas de comercio y relaciones de poder. Poseer o controlar el derecho de uso de las instalaciones de producción de sal era una ambición de las clases poderosas, y de ello se derivaron muchos conflictos. Al igual que se hace hoy en día con el

petróleo, se cobraban impuestos sobre la sal y, por tanto, su precio de mercado estaba muy por encima de su coste real de producción. La producción estaba fuertemente controlada y la mayoría de las naciones europeas tenían un monopolio controlado por la Corona o -más tarde- por el Estado. La distribución y el comercio de la sal estaban gravados con impuestos y las diferencias de producción y la presión fiscal entre territorios daban lugar a intentos de contrabando. A menudo, los gobiernos obligaban a los ciudadanos a comprar ciertas cantidades de sal, la necesitaran o no, y no había libertad para elegir el tipo o el origen de la misma. Esta obligación ejercía una presión adicional sobre las microeconomías de las comunidades locales, y ha sido el detonante del declive final de muchas pequeñas salinas. Todo ello tuvo enormes implicaciones en las relaciones económicas, comerciales y políticas de las potencias gobernantes del mundo en diferentes momentos de la Historia. A modo de ejemplo, la desigual fiscalidad de la sal en las distintas regiones de Francia en el siglo XVII fue una de las consecuencias de las enormes desigualdades sociales y económicas que acabaron conduciendo a la Revolución Francesa (de Person, 1999; Hocquet, 1985; Hueso y Petanidou, 2011; Multhauf, 1978; Petanidou, 1997).

La producción, el almacenamiento y el comercio de la sal también han definido las rutas marítimas y han dado lugar a importantes puertos, como los de la Liga Hanseática. En el caso de la sal de interior, creó caminos de pastores -considerados en algunos casos los precursores de las actuales autopistas- y ciudades-mercado en medio de las zonas áridas de la estepa, donde la sal se intercambiaba por productos agrícolas y de otro tipo. Históricamente, esto tuvo implicaciones para las economías a todos los niveles. Muchas ciudades históricas deben su rico patrimonio (edificios, arte, riqueza) a la sal, siendo Venecia o Salzburgo ejemplos famosos (Hocquet, 1982; Ritz, 1996).

La producción histórica de sal ha dejado marcas únicas y a menudo frágiles en el paisaje. Existen pruebas científicas de la producción de sal en torno al 5.000 a.C. y los métodos de producción de sal se han adaptado históricamente a las circunstancias climáticas, topográficas, geológicas y tecnológicas de cada lugar (por ejemplo, Harding, 2013; Kepecs, 2004; Weller y Dumitroaia, 2005; Yoshida, 1993). Este fenómeno sigue produciéndose en la actualidad, aunque quizás a una escala diferente. El sustrato sobre el que se asientan las balsas y otras estructuras, suele construirse con materiales encontrados en el lugar. La construcción de vías, canales y diques es sutilmente compleja y requiere conocimientos técnicos y experiencia. Cuando se dejan abandonadas, estas estructuras se degradan rápidamente y vuelven a fundirse con el entorno. Entre los hitos visibles más importantes de estos paisajes de la sal se encuentran los edificios utilizados para almacenar y procesar la sal y para albergar a los salineros. La mayoría de estos edificios se han levantado de acuerdo con las

costumbres locales, y a menudo son muy grandes y robustos, lo que los hace destacar en el paisaje, por lo general plano. Los edificios de almacenamiento suelen ser grandes y, a veces, bastante altos, lo que hace que necesiten contrafuertes para sostener su peso incluso cuando están vacíos. Desde el punto de vista arquitectónico, estos almacenes de sal fueron los precursores de cierto tipo de edificios industriales. En cambio, las casas de los salineros, muchas de las cuales siguen en pie en la inmensidad del paisaje salinero circundante, eran modestas en muchos aspectos, ya que estaban diseñadas simplemente para vivir temporalmente durante el verano y estaban equipadas con lo más básico. Otras construcciones interesantes son las realizadas para proteger las norias o molinos que bombeaban la salmuera a la superficie del duro clima invernal en varias salinas del interior, como en Imón o Medinaceli, o el agua de mar en el litoral, como los que hay en San Pedro del Pinatar o Trapani, en Italia. Los almacenes o alfolíes podían ser imponentes, como los existentes en las salinas castellananas (Figura 9), de gran porte y solidez. Otras estructuras que suelen encontrarse cerca de las salinas -como casas de guardia, fortalezas y torres de vigilancia- reflejan las luchas de poder que surgieron del comercio de la sal. Además, se sabe que un gran número de monasterios, iglesias o incluso catedrales estuvieron involucrados en el negocio local de la sal (Petanidou, 1997).

Figura 9. Alfolí de sal en La Olmeda de Jadraque (Guadalajara).



Fuente: Katia Hueso, 2003

1.2.4 El patrimonio intangible de los paisajes de la sal

Los paisajes de la sal están asociados a una gran variedad de valores que pueden justificar su conservación. Como se ha visto, las salinas ofrecen un rico patrimonio natural, con la biodiversidad halófila, o cultural en forma de infraestructuras, edificios, artefactos y herramientas. Pero también son la cuna de un vasto patrimonio inmaterial compuesto por tradiciones, creencias, lengua y arte (Hueso y Petanidou, 2011; Petanidou, 1997; Viñals, 2002). Entre los valores intangibles más relevantes, se encuentra el saber hacer profesional de los salineros respecto a la construcción de la salina, la técnica de elaboración de la sal o el conocimiento de los procesos naturales y la meteorología. También es muy relevante la gestión de las tareas de trabajo y el reparto de los derechos de agua -como el encontrado en Salinas de Añana, España, un sistema de reparto de salmuera de 900 años de antigüedad (Valentín Angulo, com. pers.), etc. Numerosos autores han estudiado la etnología de la salazón en Europa, registrando las funciones y tareas a realizar en la actividad salinera o incluso la riqueza de términos lexicológicos, a menudo específicos de cada lugar (Beltran, 1988, 1990, 1991, 2007; Carmona, 2010; Carrasco y Hueso, 2006; Fuster & Tomás, 2008; González Navarro, 1996; Hocquet y Hocquet, 1974; Lemonnier, 1980, 1984; Manuguerra, 2013; Prado, 1992; Rivero *et al.*, 2015; Sáiz, 1989; Tardy, 1987; Torres 1991; Žagar, 1995; Zudič Antonič, 2005).

La variedad de usos y aplicaciones de la sal también está impresa en nuestro legado cultural. Desde el punto de vista gastronómico, muchas recetas - como el clásico pescado al horno con costra de sal- utilizan la sal o la salmuera como ingrediente básico, siendo cada vez más común encontrar sales de diferentes tipos, tamaños, formas y colores para usos culinarios (Figura 10). Como conservante de los alimentos, la sal permitía el almacenamiento y el comercio de alimentos perecederos como la carne, el pescado y las verduras, que de otro modo serían incomedibles a los pocos días de producirse, permitiendo un intercambio cultural gastronómico muy enriquecedor entre las distintas comunidades a lo largo de los siglos (Gallart *et al.*, 2004). De hecho, muchos platos requieren un tipo específico de sal (de grano fino o grueso, flor de sal, sal mineral o marina, etc.) para obtener los mejores resultados. Los salineros de diferentes zonas geográficas son capaces de discernir el sabor de su propia sal en comparación con otras y conocen bien los alimentos con los que combina mejor.

Los paisajes de la sal son también una poderosa fuente de inspiración para la creatividad material e intelectual. Desde modestos saleros de cerámica hasta murales de gran formato, artistas y artesanos han utilizado referencias a la sal en sus obras. La sal ha inspirado composiciones musicales y la creación de música: ser "salado" es una condición esencial para los buenos músicos de flamenco. Ha

inspirado a escritores y poetas: son conocidos los poemas "Salinero" de Rafael Alberti y "Oda a la Sal" de Pablo Neruda. Estos paisajes suelen ser abiertos, libres y salvajes; remotos y a la vez accesibles; tranquilos pero llenos de vida: lugares tan básicos, prístinos y primitivos en cierto modo que no pueden dejar de suscitar una respuesta emocional en el espectador. Su mera contemplación es uno de sus valores más importantes.

Figura 10. Sales de origen diverso



Fuente: Katia Hueso, 2008

Debido a ciertas propiedades físicas de la sal, como la de antiséptico o conservante, ésta ha tenido importantes implicaciones simbólicas en diferentes culturas. Sus valores simbólicos están muy arraigados en las sociedades humanas, y las referencias a ella son frecuentes en los textos sagrados de las principales religiones (Latham, 1982; Oren, 2013; Sotodosos, 2012). Estos valores simbólicos también se han representado en la pintura clásica. La "Última Cena" de Leonardo da Vinci muestra el salero inclinado que simboliza la mala suerte en las culturas occidentales (Bisaccia, 1997). La sal se utiliza a menudo en muchos y variados ritos funerarios, como representación de la vida eterna y

para conservar simbólicamente el cadáver (Cruz 2008), además de otros muy diversos usos en la vida cotidiana. Estas aplicaciones, ya sean prácticas o rituales, son más frecuentes en zonas rurales de toda Europa (Charro, 1998; Moinier & Drüecke, 2008; Sandu *et al.*, 2010). Existen muchos otros mitos y leyendas en torno a la sal, y se utiliza a menudo en qué rituales artesanales y similares (MacGregor y de Wardener, 1998).

La sal está presente en la mayoría de las lenguas en el vocabulario directo (como ensalada, salario, salami, salsa), así como en modismos (tomar algo con una pizca de sal, comer la sal de alguien, compartir la sal y las judías). La toponimia de la sal se encuentra en todas partes, con denominaciones que derivan del griego "álas" (Hallein, Halle, Hallstatt), del latín "sale" (Salinas, Salsomaggiore, Salzburg), del turco "tuz" (Tuzla, Tuz Gölü) y el árabe "al-melah" (Armallá, La Malahá) Se han encontrado cientos de topónimos sólo en Andalucía o en el valle del Ebro (Alberto y Sancho, 1986; Hueso y Petanidou, 2011; Román 2014).

1.3. Referencias

- Abellán, P., Sánchez-Fernández, D., Velasco, J., Millán, A. (2005). "Assessing conservation priorities for insects: status of water beetles in southeast Spain", *Biological Conservation*, 121, 79-90
- Alberto, F. y Sancho, M. (1986). "Identificación de focos naturales de salinidad en la Cuenca del Ebro: la toponimia de la sal", *Anales de la Estación Experimental de Aula Dei*, 18, (1-2), 129-142
- Antón, J., Rosselló-Mora, R., Rodríguez-Valera, F., Amann R. (2000). "Extremely halophilic bacteria in crystallizer ponds from solar salterns", *Appl. Environ. Microbiol.*, 66, 3052-3057
- Ballesteros, G.A. y Fernández-Ramos, J.F. (2013). La explotación industrial de las Salinas de San Pedro del Pinatar (Murcia). *Papeles de Geografía*, (57-58), 55-68
- Ballesteros, G.A. (2014). El Parque Regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar. Actividades humanas y conservación. Universidad de Murcia. 368 p.
- Beltran, O. (1988). L'elaboració de la sal a Gerri: adaptació ecològica i control social, *L'Avenç*, 111, 28-33
- Beltran, O. (1990). Une saline pyrénéenne. Stratégies domestiques et adaptations techniques, *Techniques et culture*, 15, 53-72
- Beltran, O. (1991). "Estrategias domésticas y posibilidades adaptativas del trabajo en una explotación salinera", en Prat, J. *et al.* (Ed.) *Antropología de los Pueblos de España*, Madrid, Taurus, pp. 381-392.

- Beltran, O. (2007). Una fàbrica al cor de l'alta muntanya, *Descobrir Catalunya*, 113, 82-83.
- Bisaccia, C., de Santo, R. M., de Santo, L. S., de Santo, D., Bellini, L., de Santo, N. G. (1997). "The symbolism of salt in paintings", *American Journal of Nephrology*, 17 (3-4), 318-339.
- Breckle, S.-W. (2002). "Salinity, halophytes and salt affected natural ecosystems", en: Lauchli, A., Luttge, U. (Eds.): *Salinity: Environment-plants-molecules*, Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, pp. 229-248.
- Britton, R. H., Johnson, A. R. (1987). An ecological account of a Mediterranean salina: the Salin de Giraud, Camargue (S France)", *Biol. Conserv.*, 42, 185-230.
- Carmona, D. (2010). El patrimonio etnológico en las salinas de Pinilla, *Al-Basit: Revista de estudios albacetenses*, 55, 231-270.
- Carrasco, J.F. (2017). Las salinas de interior como actividad agrícola. *El Alfolí* 20, 13-19.
- Carrasco, J.-F. y Hueso, K. (2006). ETNOSAL, un intento de recuperar la memoria salinera de Castilla – La Mancha, *Oppidum*, 2, 85-10.
- Castro, H. (1993). Las Salinas de Cabo de Gata (Almería). *Ecología y dinámica anual de las poblaciones de aves*. Instituto de Estudios Almerienses. 125 p.
- Charro, A. (1998). La sal  mito o superstición?, *Revista de folklore*, 214, 124-133.
- Cruz, P. J. (2008). A propósito de algunos rituales mortuorios relacionados con la sal, *Estudios del Patrimonio Cultural*, 1, 5-14.
- Davis, J. S. (1974). Importance of microorganisms in solar salt production, en: Coogan, A. H. (Ed.) *Fourth Symposium on Salt*, Cleveland, Northern Ohio Geological Society, pp. 369-372.
- Davis, J. S. (1980). Biological management of solar saltworks, en: Coogan, A. H. y Hauber, L. (Eds.) *Fifth Symposium on Salt*, Cleveland, Northern Ohio Geological Society, pp. 265-268.
- Davis, J. S. (2006). Biological and physical management information for commercial solar saltworks, en: VV.AA. *Proceedings of the 1st International Conference on the Ecological Importance of Solar Saltworks (CEISSA 2009)*, Santorini, pp. 5-14
- De Person, F. (1999). *Contrabandiers du Sel*, Rennes, Ouest-France.
- Denton, D. (1982). *The hunger for salt. An anthropological, physiological and medical analysis*, Nueva York, Springer.
- Dyall-Smith, M., Tang, S.-L., Bath, C. (2003). Halobacterial viruses: how diverse are they?, *Res. Microbiol.*, 154, 309-313.
- Fuster, P. y Tomás, P. (2008). El salinar de Peralta de la Sal, *Temas de antropologa aragonesa*, 16, 231-246.
- Gallart, L., Escriche, I., Fito, P. (2004). *La salazn de pescado, una tradición en la dieta mediterránea*. Valencia, Universidad Politcnica de Valencia.

- Godet, L., Devictor, V., Burel, F., Robin, J. G., Ménanteau, L., Fournier, J. (2016). Extreme landscapes decrease taxonomic and functional bird diversity but promote the presence of rare species, *Acta Ornithologica*, 51 (1), 23-38.
- Gómez, R., Hurtado, I., Suárez, M. L. y Vidal-Abarca, M. R. (2005). Ramblas in Southeast Spain: threatened and valuable ecosystems, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15 (4), 387- 402.
- González Bernáldez, F. (1981). *Ecología y paisaje*, Madrid, Ed. Blume.
- González Navarro, J. (1996). *Las salinas tradicionales de Gran Canaria*. Las Palmas de Gran Canaria, FEDAC, Colección Oficinos de Ayer nº 1.
- Harding, A. (2013). *Salt in Prehistoric Europe*, Leiden, Sidestone Press.
- Hocquet, J.-C. (1982). *Le Sel et la Fortune de Venise. Volume 1. Production et Monopole*, Lille, Presses de l'Université de Lille III.
- Hocquet, J.-C. (1985). *Le Sel et le Pouvoir*, Paris, Albin Michel
- Hocquet, J.-C. y Hocquet, J. (1974). Le vocabulaire des techniques du marais salant, *Mélanges de l'Ecole française de Rome. Moyen-Age, Temps modernes*, 86 (2), 527-552.
- Hueso, K. (2004). Sustainable tourism initiatives in European saltscapes. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 76, 199-207.
- Hueso, K. (2012). Why do inland salinas matter? Inland salinas as biodiversity islands in a sea of land, in: Korovessis, N., Lauret, S. y Lox, W. (Eds.) *Proceedings of the EUSalt / CEISSA Conference on Solar Salt, Sustainability and Biodiversity*, Sevilla, pp: 74-90.
- Hueso, K. (2017). Un futuro para el patrimonio y los paisajes de la sal: reflexiones sobre su puesta en valor. *De Re Metallica*, 28, 97-108
- Hueso, K. (2019). *Salt in our veins. The patrimonialisation processes of artisanal salt and saltscapes in Europe and their contribution to local development*. Kaiserslautern, Alemania: Parthenon Verlag, 349 pp.
- Hueso, K. (2020). La sal de la vida, vida en la sal: producción de sal en paisajes de alto valor ecológico. *Cuadernos de investigación urbanística*, 129, 62-73.
- Hueso, K. y Carrasco, J.-F. (2008). *Las salinas de los espacios naturales protegidos de la provincia de Guadalajara*. Guadalajara, Asociación de Amigos de las Salinas de Interior.
- Hueso, K. y Carrasco, J.-F. (2009). Biodiversity of inland saltscapes of the Iberian Peninsula, en: S. J. y J. E. Quinney (Eds.) *Saline lakes around the world: Unique systems with unique values*, Natural Resources and Environmental Issues (Vol. XV), Logan, Utah, Natural Resources Research Library, pp: 163-171.
- Hueso, K. y Petanidou, T. (2011). Cultural aspects of Mediterranean salinas, en: Papayannis, T. y Pritchard, D. (Eds.): *Culture and wetlands in the Mediterranean: An evolving story*. Atenas, Med-INA, pp. 213-226.

- Kaufmann, D. W. (1960). *Sodium Chloride, the production and properties of salt and brine*. Washington, American Chemical Society.
- Kepecs, S. (2004). "Salt: White gold of the ancient Maya", *Ethnohistory*, 51 (2), 448-450.
- Korovessis, N. A. y Lekkas, T. D. (1999). Solar saltworks production process evolution – wetland function, en VV.AA. *Proceedings of the Post Conference Symposium SALTWORKS: Preserving Saline Coastal Ecosystems-Global NEST*, Samos.
- Latham, J. E. (1982). *The religious symbolism of salt*. Paris, Éd. Beauchesne.
- Lemonnier, P. (1980). *Les Salines de l'Ouest: logique technique, logique sociale*. Lille, Les Editions de la MSH & Presses universitaires de Lille.
- Lemonnier, P. (1984). *Les paludiers de Guérande. Production du sel et histoire économique*. Paris, Institute d'Ethnologie.
- MacGregor, G. y De Wardener, H. E. (1998). *Salt, diet and health: Neptune's poisoned chalice: the origins of high blood pressure*. Cambridge, Cambridge University Press.
- Manuguerra, M. (2013). *Saline e salinai*, Marsala, La Medusa Editrice.
- Masero, J. A. (2003). Assessing alternative anthropogenic habitats for conserving waterbirds: salinas as buffer areas against the impact of natural habitat loss for shorebirds, *Biodiversity & Conservation*, 12 (6), 1157-1173.
- Millán, A., Moreno, J. L., Velasco, J. (2002). *Estudio faunístico y ecológico de los coleópteros y heterópteros acuáticos y semiacuáticos de la provincia de Albacete*, Albacete, Instituto de Estudios Albacetenses.
- Moinier, B. M. y Drüeke, T. B. (2008). Aphrodite, sex and salt—from butterfly to man, *Nephrology Dialysis Transplantation*, 23 (7), 2154-2161.
- Moreno, J. L., Millán, A., Suárez, M. L., Vidal-Abarca, M. R. y Velasco, J. (1997). Aquatic Coleoptera and Heteroptera assemblages in waterbodies from ephemeral coastal streams ("ramblas") of south-eastern Spain, *Archiv für Hydrobiologie*, 141, 93-107.
- Multhauf, R. P. (1978). *Neptune's gift, a history of common salt*. Baltimore, Johns Hopkins University Press.
- MultiAveiro (2007). *3º Relatório de progresso - Revitalização e valorização económica do salgado de Aveiro. Estudo de mercado*. Aveiro, Câmara Municipal de Aveiro no âmbito do Projecto Sal do Atlântico-Interreg IIIB.
- Navas, J.R. (1997). *Inventario nacional de recursos minerales de cloruro sódico y sales potásicas*. Instituto Geológico y Minero de España. 201 p.
- Oren, A. (1994). The ecology of the extremely halophilic Archaea, *FEMS Microbiol. Rev.*, 13, 415-440.
- Oren, A. (2002). Diversity of halophilic microorganisms: environments, phylogeny, physiology, and applications, *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.*, 28, 56-63.
- Oren, A. (2013). Salt in Talmu", *El Alfolí*, 13, 4-16.

- Oren, A. y Dubinsky, Z. (1994). On the red coloration of saltern crystallizer ponds. Additional evidence for the coloration of halobacterial pigments, *International Journal of Salt Lake Research*, 3, 9-13.
- Oren, A. y Rodríguez-Valera, F. (2001). The contribution of *Salinibacter* species to the red coloration of saltern crystallizer ponds. *FEMS Microbiol. Ecol.* 36: 123-130
- Pastor, S., Gallardo, I., De la Vega, A. (2008). *Senderos de la sal. Guía e itinerarios por las Salinas de la Provincia de Alicante*. Diputación de Alicante. 188 p.
- Pedros-Alió, C., Calderón-Paz, J. I., MacLean, M. H., Medina, G., Marrasé, C., Gasol, J. M. y Guixa-Boixareu, N. (2000). The microbial food web along salinity gradients, *FEMS Microbiol. Ecol.*, 32, 143-155.
- Pérez-Hurtado de Mendoza, A. (Coordinador) (2004). *Salinas de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. 303 p.
- Petanidou, T. (1997). *Salt in European History and Civilization*. Athens, Hellenic Saltworks.
- Petanidou T. (2000). The postmodern saline landscape in Greece and the European Mediterranean: salinas for salt or what? En: Korovessis N. y Lekkas T.D. (Eds.) *Saltworks: Preserving saline coastal ecosystems*. Global NEST – Athens, Hellenic Saltworks S.A., pp. 67-80.
- Petanidou, T. y Dalaka, A. (2009). Mediterranean's changing saltscapes: A study of the abandonment of salt-making business in Greece, *Global NEST Journal*, 11 (4), 415-433.
- Prado, J. (1992). *El léxico de las salinas de Huelva*. Huelva, El Monte Caja de Huelva y Sevilla y Diputación de Huelva.
- Réault-Mille, S. (2006). Paysages et techniques salicoles: essai de lecture géo-ethno-historique de paysages de marais salants (littoral de la Charente-Maritime, France). En: Hocquet, J.-C. y Sarrazin, J. L. (Eds.) *Le Sel de la Baie: Histoire, Archéologie, Ethnologie des Sels Atlantiques*, Rennes, Presses universitaires de Rennes, pp. 165-178.
- Ritz, E. (1996). The history of salt-aspects of interest to the nephrologist, *Nephrology Dialysis Transplantation*, 11 (6), 969-975.
- Rivero, A. J., Sánchez, A., de Pérez, A. (2015). *Maestros de la sal*. Servicio de Cádiz, Publicaciones de la Universidad de Cádiz.
- Rodrigues, C. M., Bio, A., Amat, F., Vieira, N. (2011). Artisanal salt production in Aveiro/Portugal – an ecofriendly process, *Saline Systems*, 7 (3), 1-14.
- Román, E. (2015). Protección, gestión y ordenación del paisaje salinero de Andalucía, *Cuadernos de investigación urbanística*, 103, 6-90.
- Sáiz, E. (1989). *Las salinas de Poza de la Sal*. Burgos, Diputación de Burgos.
- Salinera Española (2006). *Proceso de obtención de sal a partir de agua de mar. Extracción de sal marina*. San Pedro del Pinatar. Salinera Española. 12 p.

- Sandu, I, Poruciuc, A., Alexianu, M., Curcă, R.-G., Weller, O. (2010). Salt and Human Health: Science, Archaeology, Ancient Texts and Traditional Practices of Eastern Romania, *Mankind Quarterly*, 50 (3),: 225-256.
- Schulkin, J. (1991). *Sodium hunger: the search for a salty taste*. Cambridge, Cambridge University Press.
- Sotodosos, F. (2012). La sal en la Sagrada Biblia, *El Alfolí*, 11, 4-15.
- Sundaresan, S., Ponnuchamy, K., Rahaman, A. A. (2006). Biological management of Sambhar lake saltworks (Rajasthan, India), en: *Proceedings of the 1st International Conference on the Ecological Importance of Solar Saltworks*, Santorini, pp. 199-208.
- Tardy, P. (1987). *Sel et sauniers d'hier et aujourd'hui*. Sainte-Marie-de-Ré, Groupement d'Etudes Rétaises.
- Torres, J. M. (1991). La recogida de la sal en Salinas de Añana, *Narria: Estudios de artes y costumbres populares*, 53, 23-29.
- Velasco, J., Millán, A., Hernández, J., Gutiérrez, C., Abellán, P., Sánchez, D., Ruiz, M. (2006). Response of biotic communities to salinity changes in a Mediterranean hypersaline stream, *Saline systems*, 2 (1), 12.
- Viñals, M. J. (2002). *El patrimonio cultural de los humedales*. Madrid, Organismo Autónomo Parques Nacionales.
- Weller, O. y Dumitroaia, G. (2005). The earliest salt production in the world: an early Neolithic exploitation in Poiana Slatinei-Lunca, Romania, *Antiquity*, 79, 306.
- Williams, W. D. (1981). Inland salt lakes. An introduction, *Hydrobiologia*, 81, 1-14.
- Yoshida, T. (1993). *Salt Production Techniques in Ancient China: The Aobo Tu*. Leiden, Brill.
- Žagar, Z. (1995). Saltmaking on the Northeastern coast of the Adriatic Sea, en: *Ibid (Ed.) Museum of Salt-making. Maritime Museum "Sergej Mašera", Piran*, pp. 24-41.
- Zudič Antonič, N. (2005). Terminologia salinara, en: Apollonio, A. (Ed.) *El sal de Piran*. Ljubljana, Edizioni DZS, pp. 35-50.

Capítulo 2

Importancia ambiental y social de los ambientes salinos en el contexto de los humedales mediterráneos

Diana Hernández Mármol,
Katia Hueso Kortekaas y
Ramón García Marín

2.1. Servicios ecosistémicos de las salinas litorales

2.1.1. Definición de ecosistema y servicio ecosistémico

Los ecosistemas son las unidades básicas de la naturaleza, donde determinadas especies en un área determinada se relacionan entre sí y con su ambiente abiótico, desarrollándose en función de los factores físicos (Armenteras et al., 2016; MITECO, 2017). En 2005, la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (MA), definió a los ecosistemas como los sistemas de apoyo a la vida en el planeta para todas las formas de vida, incluida la humana (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España, 2015).

No obstante, ha existido una larga evolución del concepto de ecosistema y un elevado número de connotaciones desde el año 1942 hasta la actualidad. Esto se debe sobre todo al hecho de que en las décadas de 1960 y 1970 comenzaron activamente los movimientos ambientalistas, promovidos principalmente por denuncias sobre la deforestación de bosques y la reducción de la capa de ozono, creciendo un importante interés en el conocimiento de los ecosistemas y los beneficios que estos proporcionan al ser humano (Armenteras et al., 2016 y Camacho Valdez y Ruiz Luna, 2012). Después vendrían las primeras investigaciones importantes sobre ecosistemas y la evaluación de los servicios que estos proporcionan, como "*Funciones de la naturaleza, evaluación de la naturaleza en la planificación, gestión y toma de decisiones medioambientales*" (De Groot, 2002), "*El valor de los servicios de los*

ecosistemas del mundo y el capital natural (Costanza, 1997) o *“Los servicios de la naturaleza: la dependencia social de los ecosistemas naturales”* (Daily, 1997).

Esta necesidad en la importancia de la identificación, delimitación de los ecosistemas en el territorio y funcionalidad de los mismos puede ser utilizada por científicos, tomadores de decisiones y entidades administrativas para mejorar la información que se obtiene sobre las consecuencias de los impactos ambientales causados por el ser humano y facilitar su reconocimiento o valoración por los servicios que los ecosistemas ofrecen (Westman, 1977; Millennium Ecosystem Assessment, 2005a; Brendan et al., 2009; De Groot et al., 2002; Martín López et al., 2012; Ungaro et al., 2021).

Los ecosistemas litorales o de costa son además especialmente particulares, ya que constituyen áreas o fronteras de transición entre los ecosistemas terrestres y marinos (MITECO, 2021). Por este motivo, están considerados como sistemas muy productivos, de alto valor ecológico, en constante evolución y cambio, pero también entre los más amenazados, debido principalmente a que concentran gran parte de la población, al cambio climático y a su dinamismo desde el punto social y económico (Barragán y Barrera, 2012).

La definición de servicio ecosistémico también ha sido una noción dinámica que ha ido evolucionando: Westman (1977) llamó a estos servicios sociales *“servicios de la naturaleza”* hasta que en 1981 Paul Ehrlich y Anne Ehrlich acuñaran por primera vez el término servicios ecosistémicos (Brendan et al., 2009).

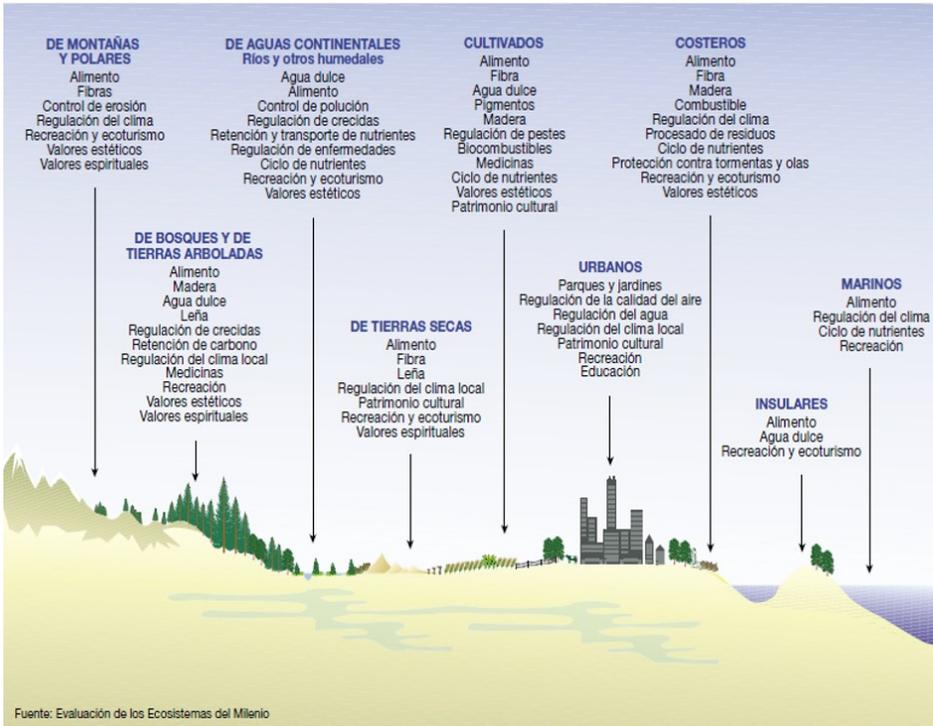
Los servicios ecosistémicos se definen como los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas (Millennium Ecosystem Assessment, 2005a). Es decir, son aquellos productos, servicios y procesos que los ecosistemas proporcionan al ser humano, desde agua dulce, alimentos, madera y combustible hasta el control de enfermedades, regulación del clima o servicios culturales, espirituales y de recreación (Figura 1). Estos servicios resultan, como puede verse en los ejemplos, indispensables para el bienestar y la salud humana (Millennium Ecosystem Assessment, 2005a).

A mediados de la década de 1990, científicos de todo el mundo identificaron la necesidad de una evaluación de estos servicios al establecer una degradación en espiral de los mismos (Figura 2), dando lugar al nacimiento de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, auspiciado por las Naciones Unidas. Se trata de un programa de trabajo internacional diseñado para satisfacer las necesidades que tienen los responsables de la toma de decisiones y el público general de información científica acerca de las consecuencias de los cambios en los ecosistemas para el bienestar humano y las opciones para responder a esos cambios (Millennium Ecosystem Assessment, 2005a).

Entre los años 2001 y 2005, el Millennium Ecosystem Assessment (2005b) involucró a más de 1.360 expertos internacionales para evaluar las

consecuencias del cambio de los ecosistemas en el bienestar humano, un análisis de las tendencias de los ecosistemas y posibles soluciones para la restauración, mantenimiento y uso sostenible.

Figura 1. Los ecosistemas y algunos de los servicios que proveen.

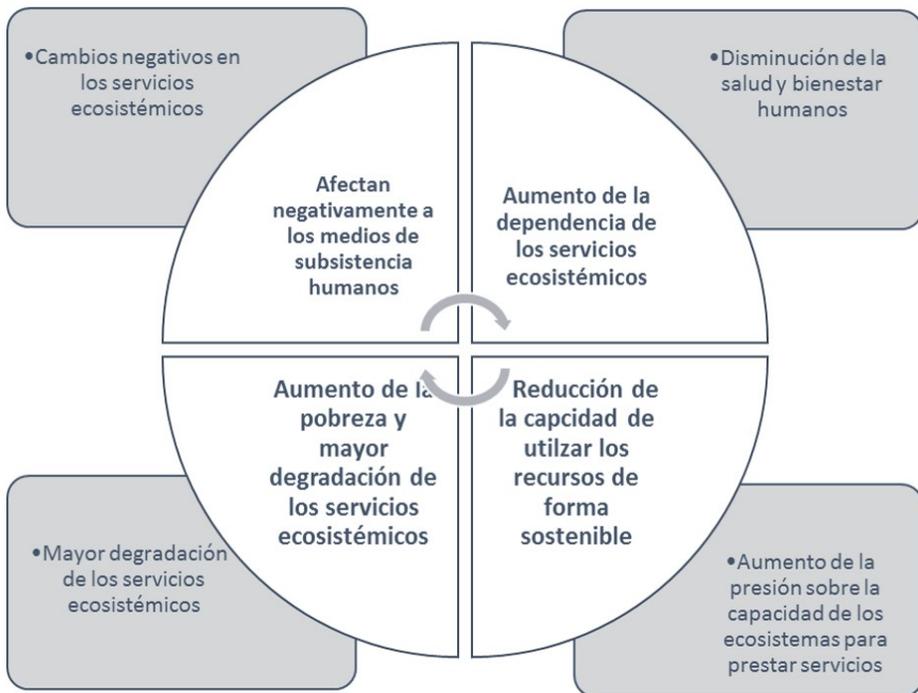


Fuente: Millennium Ecosystem Assessment (2005a).

En España, el Programa científico interdisciplinario de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España, 2015) fue promovido en 2009 por la Fundación Biodiversidad del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, y constituyó el primer análisis sobre el estado y tendencias de los servicios ecosistémicos de España y su contribución al bienestar de las personas. El resultado de este Programa fue la preparación de cinco informes elaborados entre 2011 y 2015 que incluían importantes cuestiones, como un marco conceptual de referencia, la evaluación del estado de la biodiversidad en España y su papel como suministradora de servicios, y daba respuestas a preguntas como cuál es el estado y las tendencias de los ecosistemas de España en relación a los servicios que proveen a la

sociedad o cómo podemos gestionar el flujo de los servicios de los ecosistemas de España para asegurar el bienestar de su población. Además, uno de sus informes “Valoración económica de los servicios de los ecosistemas suministrados por los ecosistemas de España”, facilitaba el alcance de los objetivos del Convenio sobre la Diversidad Biológica para el año 2020, integrando los resultados alcanzados tanto a nivel de las políticas europeas como en el Plan Estratégico Estatal del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, principal instrumento para la planificación de la acción de la Administración General del Estado.

Figura 2. Causas principales de la degradación de los servicios ecosistémicos.



Fuente: elaboración propia a partir de Millennium Ecosystem Assessment (2005a).

La iniciativa internacional que surgió entre 2007 y 2010 fue La Economía de los Ecosistemas y la Biodiversidad (TEEB), enfocada en “*hacer visibles los valores de la naturaleza*” e iniciada por la Comisión Europea y el Ministerio Federal de Medio Ambiente, Conservación de la Naturaleza, Construcción y

Seguridad Nuclear de Alemania. El principal objetivo de TEEB es incorporar los valores económicos de la diversidad biológica y los servicios ecosistémicos en la toma de decisiones, además de incluir los costes derivados de la pérdida de biodiversidad y la degradación de los ecosistemas.

Otra iniciativa importante surgió en 2012 en respuesta a las solicitudes de los tomadores de decisiones, mediante la creación de un organismo intergubernamental independiente para evaluar el estado de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos, denominado como Plataforma Intergubernamental de Ciencia y Política sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas (IPBES).

2.1.2. Tipos de servicios ecosistémicos

De acuerdo con Millennium Ecosystem Assessment (2005a), los servicios ecosistémicos son clasificados en cuatro categorías: servicios de apoyo, servicios de aprovisionamiento, servicios de regulación y servicios culturales:

- Servicios de apoyo: aquellos “que son necesarios para la producción de todos los demás servicios de los ecosistemas”, siendo los que sirven de apoyo o soporte al resto de servicios ecosistémicos.
- Servicios de aprovisionamiento: los bienes o “productos obtenidos de los ecosistemas”. Son los servicios materiales.
- Servicios de regulación: son aquellos “beneficios resultantes de la regulación de los procesos de los ecosistemas”, ayudando a controlar y regular procesos naturales.
- Servicios culturales: son aquellos “beneficios no materiales que las personas obtienen de los ecosistemas a través del enriquecimiento espiritual, el desarrollo cognitivo, la reflexión, la recreación y las experiencias estéticas”.

En la Figura, se pueden observar algunos ejemplos de servicios proporcionados en cada categoría y las principales conexiones de esos servicios con el bienestar humano.

2.1.3. Clasificación CICES

La catalogación de los servicios ecosistémicos de un determinado lugar, en nuestro caso concreto de salinas litorales, ayudará a los gestores de políticas ambientales en las decisiones de planificación, definición de estrategias de conservación y diseño del paisaje.

Existen diferentes esquemas de clasificación de los servicios proporcionados por los ecosistemas (Brendan et al., 2009; De Groot et al., 2002; Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Wallace, 2007) debido principalmente

a la complejidad dinámica de los procesos de los ecosistemas y a las características de los mismos (Constanza, 2008).

Figura 3. Conexiones entre los servicios de los ecosistemas y el bienestar humano.



Fuente: Millennium Ecosystem Assessment (2005a).

Existe una clasificación internacional de referencia de los servicios finales de los ecosistemas (Common International Classification of Ecosystem Services, CICES) utilizada para la cartografía y evolución de los servicios, que permite además su traducción a otros sistemas de clasificación de servicios (Haines-Young y Potschin, 2018; Hernández Marmol et al., 2021; Maes et al., 2018). En este sistema, se encuentran disponibles amplias equivalencias entre las clases CICES y las categorías de las clasificaciones MA, TEEB e IPBES. Lo que destaca a este sistema de clasificación entre otros, es principalmente que establece un vínculo con la contabilidad económica. El sistema CICES fue sometido a un extenso periodo de consulta y revisión por pares, dando como fruto un nivel de clasificación donde los servicios son agrupados en tres secciones relacionadas con la contribución al bienestar humano: aprovisionamiento, regulación y mantenimiento, y cultural. En la última versión

del sistema de clasificación publicado (V5.1) se han diferenciado 90 servicios finales de los ecosistemas, organizados en una estructura de cinco niveles (Sección, División, Grupo, Clase y Tipo de clase) que reflejan una progresión detallada y específica. El listado de los 90 servicios ecosistémicos de CICES en su última versión puede ser consultado aquí: <https://cices.eu/>

2.1.4. Principales servicios ecosistémicos que podemos encontrar en salinas litorales

De acuerdo con Ballesteros (2014), las salinas litorales tienen en general las siguientes características: deben presentarse en costa baja y llana y normalmente en una cota inferior al nivel del mar, el terreno debe ser de naturaleza arcillosa para impedir la infiltración, debe recibir unos niveles mínimos de insolación, baja pluviometría y mantenerse al resguardo de mareas vivas e inundaciones. Estos paisajes suelen ser además el legado de antiguos poblamientos, paisajes ecoculturales singulares del litoral que a su vez son de gran interés económico, y, en el mejor de los casos, modelos de desarrollo sostenible.

Resulta realmente elevado el número de servicios que las salinas litorales pueden ofrecer, por lo que a continuación mostraremos algunos ejemplos agrupados por secciones, de acuerdo a la clasificación CICES:

- Aprovechamiento (biótico): recursos de origen vegetal, pesca, recolección de semillas, etc.
- Aprovechamiento (abiótico): agua utilizada con fines materiales o energía, sal, vitamina D, energía solar, aguas termales, etc.
- Regulación y mantenimiento (biótico): estabilización y control de las tasas de erosión, regulación y atenuación del movimiento de masas de agua, dispersión de semillas, control de plagas y enfermedades, etc.
- Regulación y mantenimiento (abiótico): dilución de residuos y sustancias tóxicas por la atmósfera, el uso de sistemas de agua marina como sumidero de contaminación, etc.
- Servicios culturales (biótico): turismo deportivo o de naturaleza, investigación científica, educación ambiental, patrimonio o icono cultural, valor de existencia o legado, etc.
- Servicios culturales (abiótico): ecoturismo, importancia simbólica, etc.

Las salinas litorales son ecosistemas altamente sensibles a la degradación debido, por un lado, al dinamismo de sus elementos estructurales, y, por otro lado, a la fuerte presión humana que soportan como resultado de la actividad industrial, agraria o turística principalmente. En las últimas décadas, el litoral español se ha convertido en un importante ámbito para el desarrollo de la

población y sus actividades económicas a costa de la degradación de numerosos servicios ecosistémicos (Barragán y Chica, 2013).

De acuerdo con Barragán y Barrera (2012), los servicios de los ecosistemas litorales que son presionados por el ser humano para la obtención de sus bienes, parecen apoyar su éxito en el deterioro de aquellos servicios que dependen del buen estado de conservación de su ecosistema, resultando estos últimos más perjudicados.

Como se mencionaba en apartados anteriores, el objetivo de numerosas investigaciones es el estudio, evolución y evaluación de los servicios ecosistémicos que orienten una mejor planificación y toma de decisiones en la gestión sostenible de estos servicios, campo en el que se está avanzando en las últimas décadas. Estas investigaciones deben centrarse en marcar estrategias con las siguientes metas (Barragán y Chica, 2013): nuevas políticas para el litoral, nuevos modelos de gestión de áreas litorales y recursos necesarios para implantar dichos modelos.

2.2. Desarrollo socioeconómico local asociado a la gestión sostenible de las salinas de litoral

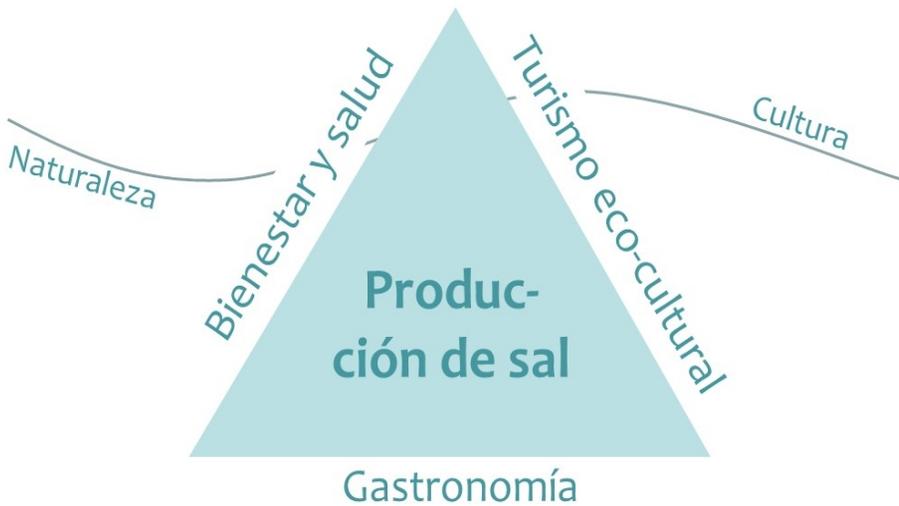
2.2.1. Los paisajes multifuncionales de la sal

Las salinas de evaporación solar han sido tradicionalmente espacios productivos dedicados a la recogida y comercialización de sal de diversos tipos, pero con escasa variedad de otros productos. Poco a poco, sin embargo, las empresas salineras han diversificado su oferta de subproductos de la sal y su paisaje, así como los servicios. De esta manera, el “negocio de la sal” se ha ido transformando en el “negocio del patrimonio”, en el que han ido cobrando protagonismo los valores naturales y culturales de los paisajes de la sal. Devienen así en espacios multifuncionales, complejos, pero también más sostenibles y resilientes. Este capítulo introduce el concepto de “trilogía de la sal”, es decir, la combinación de usos que un paisaje salinero puede ofrecer normalmente como medio para garantizar el desarrollo sostenible en un (antiguo) emplazamiento de producción de sal y sus alrededores. Aunque un espacio de este tipo está diseñado originalmente para la actividad salinera, pueden ofrecerse muchos otros productos y servicios que son compatibles y apoyan la propia actividad original. Estos se clasifican en tres grandes grupos: Alimentación y gastronomía, turismo ecocultural y salud y bienestar (Figura 4).

La sal ha ido adquiriendo un estatus de alimento de calidad, cuyas características organolépticas, procedencia y método de producción cobran cada vez mayor importancia entre los consumidores. Se pone un exquisito cuidado en la presentación, envasado y denominación del producto, como “escamas”,

“pétalos” o la ya conocida “flor de sal”. Conocer la narrativa del salinero o del paisaje productivo del que procede es un valor añadido que sin duda tiene su reflejo en el precio de la sal (Hueso Kortekaas 2015). Tanto es así, que la Consejería de Agricultura de Canarias organiza desde 2018 un concurso oficial de sales en el archipiélago (Figura 5). La alimentación incluye no sólo la sal en sí misma, que puede presentarse en combinación con hierbas, especias, e incluso virutas de oro, como comercializa la empresa Soso Factory, sino que sirve también para preparar otros productos alimentarios, como encurtidos, embutidos, etc. o condimentar productos de todo tipo (patatas fritas, mantequilla, caramelos) como se hace con la sal de Guérande, Læsø, Ibiza o Añana. Las plantas halófilas empiezan a apreciarse como complemento saludable a todo tipo de platos, siendo la *Salicornia* la más extendida (sobre todo en Francia y Portugal) e iniciativas como Salina Greens en Portugal hacen además un esfuerzo por recuperar el conocimiento vernáculo de los usos culinarios de estas plantas. A partir de la sal, también se pueden ofrecer otros productos, como los bloques de sal para cocinar. Por otro lado, abundan las salinas que ofrecen servicios de restaurante a pie de salina, como es el caso de El Jardín de la Sal, en las salinas de Fuencaliente (isla de La Palma), MardeSal en San Pedro del Pinatar en Murcia o del laureado Aponiente en el Puerto de Santa María, en Cádiz.

Figura 4. Representación esquemática de la “trilogía de la sal”



Fuente: Katia Hueso, 2017

Figura 5. Muestras de sal listas para una cata profesional

Fuente: Katia Hueso, 2020

El turismo ecocultural proporciona una fuente de ingresos adicional mediante visitas guiadas, exhibiciones y otras actividades en combinación con otros activos turísticos ya existentes en el territorio. Uno de los recursos más habituales en este contexto son los centros de visitantes, ecomuseos y similares. Los “museos de la sal” son un fenómeno relativamente reciente. La mayoría de los que hay en Europa (77 de un total de 88) se crearon en la segunda mitad del siglo XX, coincidiendo con la explosión de los museos técnicos y los ecomuseos (Alonso Fernández 2006, Benčić y Žagar 2002). Sin embargo, hay excepciones: el Museo de la Sal de Northwich (Reino Unido) y el Museu de la Sal "Josep Arnau" de Cardona (España), tienen más de un siglo de antigüedad; y las tres minas de sal de Austria (Altaussee, Hallein y Hallstatt) estaban abiertas a los visitantes interesados en la salud ya en la Edad Media, mientras que otro centro austriaco (Hall in Tirol) se creó alrededor de 1850 (Hueso y Petanidou, datos no publicados). Un tipo particular de museo que se presta a mostrar un antiguo espacio productivo es la combinación de (una o varias) exposiciones tradicionales con demostraciones en vivo de la actividad. En las salinas de litoral, estas instalaciones se acercan mucho a la idea de ecomuseo, con un fuerte énfasis en los valores naturales (por ejemplo, Ecomusée du Marais Salants en île

de Ré, Francia). En los antiguos emplazamientos industriales, el modelo responde más a un parque patrimonial (por ejemplo, el Parc Cultural de la Muntanya de Sal en Cardona, España). Esta idea está cobrando fuerza en otros paisajes culturales, habiéndose implantado en Cheshire (Lion Salt Works, Lagueard y Drew 2015) y habiéndose propuesto para Arcos de las Salinas (Teruel) (Iranzo y Albir 2009). Por otro lado, los eventos culturales relacionados con la sal refuerzan el efecto del turismo y pueden atraer a nuevos visitantes (Figura 6), reducir la estacionalidad y reforzar la identidad de la comunidad local.

Figura 6. Visitantes en las salinas de Añana (Álava)



Fuente: Jan-Pieter de Krijger, 2015

Por último, en lo que respecta a salud y bienestar, la sal siempre ha sido considerada una fuente de salud y, hoy en día, estos paisajes pueden ofrecer una serie de productos (sales de baño, cremas, salmuera, aguas madre, lodos) y servicios (baños, inhalaciones, haloterapia) que contribuyen a ella. La haloterapia, literalmente, la terapia de la sal, se suele asociar al efecto terapéutico de permanecer en un entorno salino. Se dice que ya se practicaba en la Antigüedad (Gallicchio 2014) e investigaciones etnoarqueológicas han demostrado que muchas de las prácticas haloterapéuticas actuales se basan en prácticas antiguas, mientras que algunas han desaparecido con el tiempo y han surgido otras nuevas (Alexianu et al. 2008, Curcă 2007, Sandu et al. 2009, 2010). Leroy (1980) afirmaba que las marismas de Guérande ofrecían una combinación

de terapias basadas en el sol, el viento, la sal y otros minerales presentes en los aerosoles marinos. En ello se basan también las torres de graduación (de concentración eólica de salmuera) que aún hay en Francia, Alemania, Polonia y otros lugares de Centro Europa. Mientras la salmuera resbala por las ramas de espino para incrementar su evaporación, quien lo desee puede acudir a las inmediaciones de la torre para pasear por el ambiente salino que esta crea. Muchas salinas de pequeño y mediano tamaño ofrecen además baños de salmuera (inmersión completa o únicamente mani- y pediluvios). Tal es el caso de Añana, Naval u Odèn en el interior peninsular, o Aveiro, en Portugal; Chiclana en la Bahía de Cádiz, o Biomaris en Huelva, en el litoral. Del mismo modo, las salinas solares de Nin en Croacia, pretenden ofrecer experiencias culturales y ecoturísticas combinadas (por ejemplo, la observación de aves) con la prestación de servicios sanitarios (Bosna y Miletić 2016), una tendencia que se encuentra en muchas otras salinas de evaporación solar. Así, el ocio y la salud van de la mano. En la misma línea van las salinas de Sečovelje en Eslovenia o Læsø en Dinamarca, con balnearios que ofrecen un amplio abanico de opciones terapéuticas, de belleza y bienestar.

En la haloterapia, la sal entra en el cuerpo a través de la inhalación respiratoria de aerosoles salinos y la absorción a través de la piel (Canache et al. 2012, Lazarescu et al. 2014, Zajac et al. 2014) y su eficacia ha sido demostrada en los ámbitos bioquímico, inmunológico y microbiológico (Chervinskaya y Zilber 1995). En los países de centro-este de Europa existe una gran tradición de utilizar minas de sal para estos fines, con sitios conocidos como Wielizcka o Bochnia en Polonia; Solotvyno en Ucrania; y Târgu-Ocna o Slanic Prahova, entre otros, en Rumanía (Frączek 2013, d'Obyrn y Rajchel 2014, Płaziak y Szymańska 2015, Unguraş et al. 2009, Wiszniewski 2015). En muchas ciudades del mundo se están creando centros de haloterapia *ad hoc*, utilizando planchas de sal que se traen de otros lugares.

Todas estas actividades se enmarcan en el contexto natural y cultural que ofrece cada espacio salinero. Se da también importancia a las actividades de conservación, culturales y educativas que se desarrollan en ellos, las sinergias que pueden surgir con otras actividades del lugar o las redes que se puedan crear entre ellas (p.ej. Ecosal-UK). Pero en el fondo, lo más relevante, por su intensidad y capacidad de atracción, sea la fortaleza estética y simbólica de los paisajes de la sal y del patrimonio asociados a ellos como resultado de una relación milenaria con este mineral.

2.2.2. La patrimonialización de los paisajes de la sal

Una recuperación exitosa y aprovechamiento sostenible del patrimonio de la sal dependerá en gran medida de las condiciones y circunstancias locales. Sin

embargo, la mayoría de los (antiguos) espacios salineros que se han recuperado o están en proceso de recuperación en Europa, se basan en la "trilogía de la sal" para ello. A diferencia de las grandes salinas industriales, en las que la producción de sal no sólo sigue siendo central, sino que es la única actividad que tiene lugar en ellas, en las salinas históricas o tradicionales se ofrece una combinación de enfoques que incorporan elementos de gastronomía, turismo y bienestar. En parte, responde a la necesidad de diversificar las actividades económicas, para minimizar el riesgo y maximizar los ingresos, en lugares que, por escala y productividad, no pueden competir con las grandes industrias. Pero también responde a un significado más profundo que el patrimonio de la sal tiene para la comunidad: la sal como condimento esencial; la sal, la salmuera y la aguas madre como fuentes de salud; y las salinas como paisajes históricos y estéticos. Estos usos de la sal, aparentemente muy diferentes, están arraigados en la memoria colectiva tanto de las comunidades locales como de la sociedad en su conjunto y las salinas patrimonializadas se aprovechan legítimamente de ellos.

"Una salina está hecha para hacer sal". Estas son las sabias o, quizás, obvias palabras de Xavier Farré, salinero artesanal de Gerri de la Sal, Lleida. La elaboración de la sal sigue siendo fundamental para la recuperación del patrimonio salinero por muchas razones. La primera, práctica, porque permite usar y dar a conocer las instalaciones tal y como eran antes, sin necesidad de mantenerlas artificialmente en funcionamiento o incluso como testimonio fosilizado. La segunda, porque es la actividad más intuitiva que se puede desarrollar en ellas, siendo más fácil encontrar recursos y conocimientos para ello. Pensando en la difusión e interpretación del patrimonio, una salina viva también es más fácil de mostrar y de entender. El discurso en torno al espacio fluirá así de forma natural. La producción de sal, como actividad, permite la obtención de otras sustancias relacionadas que pueden tener valor económico, ya sea como alimento, materia prima para bienes de consumo o incluso biocombustibles. Esto no sólo es compatible con un enfoque sostenible, sino que incluso es deseable, ya que disminuye el riesgo de tener déficit por una mala cosecha de sal y proporciona ingresos complementarios gracias a la venta de subproductos que no hace mucho tiempo se consideraban residuales y se eliminaban (Hueso Kortekaas 2019).

Por supuesto, la recuperación de la producción de sal como actividad no siempre es posible, dado el estado ruinoso de las instalaciones, la falta de conocimientos entre los residentes locales o simplemente un cambio de prioridades por parte de los gestores y otros responsables. Algunos nuevos usos guardan cierta relación con los recursos encontrados en el lugar, como el Salinar de Naval en Huesca, donde se ofrecen baños de sal al público. Algunas antiguas salinas de evaporación solar se han transformado en granjas de acuicultura,

como Nuestra Señora de los Desamparados en la Bahía de Cádiz o las Salinas del Astur en Punta Umbría (Huelva). Un caso interesante en la empresa portuguesa Necton, ubicada en el Parque Natural de Ria Formosa, Algarve, que combina la producción de sal artesanal con el cultivo de microalgas para cosmética y acuicultura. Esta empresa, que comenzó en 1997, cuenta ya con tres spin-outs dedicados a la producción de biocombustibles a partir de microalgas, al cultivo de bivalvos y a la fabricación de cosméticos naturales. En Marais Séné, en el atlántico francés, algunas antiguas unidades de producción de sal se mantienen intencionadamente inactivas, para proteger la naturaleza. En estos últimos casos, no se anima a los visitantes, ni siquiera se les admite. Otras salinas han sido rehabilitadas como viviendas privadas, como las diminutas salinas de Santamera en Guadalajara o Tragacete, en Cuenca. En Gran Bretaña y Alemania, algunas minas de sal se ofrecen como lugares de almacenamiento permanente de documentos y objetos delicados. Son ejemplos de recuperación arquitectónica o pragmática, a lo sumo. El lugar se convierte en un "envoltorio" para un nuevo uso, en el que el patrimonio no juega mucho más que un papel funcional o estético (Figura 7). Aunque hayan sido acondicionados para la reutilización del local, estos casos no pueden considerarse patrimonializados.

Figura 7. Exposición de arte en un antiguo almacén de sal en Ibiza



Fuente: Katia Hueso, 2019

Por otro lado, a pesar de no producir sal, muchos espacios han sido capaces de alcanzar un cierto grado de patrimonialización y de ofrecer productos y servicios estrechamente vinculados a su legado y tradición salinera, aceptando el estado de ruina o decadencia, que puede ser consolidado tal cual, con una adecuada narrativa y presentación respetuosa al público.

La recuperación integral de una actividad productiva suele ser costosa, cuando no inviable. Poner en valor un espacio salinero en declive es un proceso largo, complejo y difícilmente un emplazamiento pasa por las mismas etapas que otro, lo que dificulta aprovechar las experiencias de los demás. Pese a ello, se pueden identificar procesos comunes. Una salina en las fases iniciales de patrimonialización suele centrarse en la acogida de visitantes, pasando gradualmente a la reactivación de su antigua actividad, si es factible. Los mecanismos e infraestructuras hidráulicas, quizás el bien patrimonial más valioso de una antigua salina, suelen ser las primeras víctimas del estancamiento de la actividad, y desaparecer poco después del abandono, ya sean llevados para su reciclaje, robados o incluso vandalizados. Los almacenes y edificios de administración que se pueden encontrar en las cercanías están construidos según el estilo común en la zona, no siendo demasiado diferentes de los edificios utilizados para otros fines y no llaman tanto la atención (con dignas excepciones, como es el caso de Imón y La Olmeda, Armallá, Gerri de la Sal en el interior de la península Ibérica). Por ello, son pocas las salinas en ruinas que tienen el poder de atraer visitantes, si se basan únicamente en sus restos arquitectónicos. Este es, por ejemplo, el caso de Salinas de Espartinas en Madrid, con sus infraestructuras apenas reconocibles. Conviene activar la puesta en valor con cierta agilidad, porque cuando las salinas se encuentran en estado de ruina, debido a la naturaleza frágil de los materiales utilizados (arcilla, madera, piedra), esta se reintegra rápidamente en el entorno y se pierden las referencias materiales (por ejemplo, los fondos cuidadosamente pavimentados con piedras o cantos rodados) (Hueso y Petanidou 2011).

Estos lugares mantienen un fuerte poder evocador y el hábitat salino es un paisaje imponente, sobre todo si son visibles las costras de sal o la salmuera coloreada por los microorganismos halófilos, pero son características más difíciles de apreciar por el público no informado. Sin embargo, visitar una salina activa o con escaso grado de deterioro es una experiencia totalmente diferente. El sistema de producción de sal sigue siendo visible e incluso comprensible. Uno puede imaginarse fácilmente el trajín de los trabajadores que recogen la sal, los edificios de almacenamiento llenos hasta los topes y la maquinaria aún en funcionamiento. Este es el caso de algunos espacios en el interior, ya inactivos como es Imón, Peralta de la Sal o Gerri de la Sal. Ya recuperadas y visitables en plena época de producción están Saelices de la Sal, Añana, Poza de la Sal, o Iptuci, en España y Rio Maior en Portugal. En el litoral, son pocas las salinas

activas que pueden visitarse. De las que en su día sobrevivieron a la tremenda presión urbanística, quedaron grandes emplazamientos a escala industrial cuya actividad no siempre es compatible con la turística. En algunos casos, asociados a la protección del entorno como espacio natural, cuentan con centros de visitantes, miradores, senderos e infraestructuras similares que permiten una visión periférica del mismo. Tal es el caso de los parques naturales de la Bahía de Cádiz, Cabo de Gata, Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar, Santa Pola, Ses Salines, Torrevieja y La Mata o Delt'Ebre. En Portugal, la escala de producción en el litoral es más variable y es posible visitar salinas en pleno funcionamiento en las rías de Aveiro, Figueira da Foz o la zona de Castro Marim, por ejemplo.

Cuando es mínimamente viable, se intenta recuperar el espacio hasta un cierto grado de funcionalidad o incluso de plena operatividad. Las salinas son uno de los pocos lugares productivos que pueden revertirse a su estado primitivo y volver a ser plenamente operativos. Si esto es factible desde el punto de vista técnico y financiero, sería la opción más obvia. La producción de sal se convierte entonces en la actividad principal, siguiendo la narrativa histórica del lugar, y por tanto en el principal atractivo para los visitantes. En algunos casos, la producción de sal se considera el objetivo principal del lugar, siendo el turismo una actividad complementaria. En otros casos, la producción de sal se lleva a cabo de forma testimonial, con fines de demostración, y los visitantes son los protagonistas del lugar. Esta es, con diferencia, la situación más común en las salinas de pequeño tamaño, casi todas en el interior, como Poza de la Sal, Gerri de la Sal o Rambla Salada. Se ofrece también en las Salinas del Rasall en el Parque Regional de Calblanque, Monte de las Cenizas y Peña del Águila, en Murcia. La sal que se produce durante estas actuaciones se vende a los visitantes en el lugar y es difícil o imposible de conseguir en otros lugares.

Sólo en los grandes proyectos ya consolidados, la producción de sal y el turismo prosperan en igualdad de condiciones en cuanto a ingresos y empleo. Aunque ambas actividades pueden gestionarse de forma independiente, existe una fuerte interdependencia entre ellas. Este es el caso de Añana en el interior; Guérande, Aveiro, Figueira, Trapani o Sečovlje, amén de las salinas de litoral protegidas en España, aunque con una menor integración entre turismo y producción que las anteriores. Su éxito radica en el mantenimiento de un delicado equilibrio entre las necesidades de los salineros -para obtener la sal de mayor calidad- y las de los visitantes -que quieren la mejor experiencia-. A menudo estas necesidades pueden chocar y hay que aportar una cierta dosis de diplomacia, sensibilización y respeto mutuo a ambos grupos de interés. Dos aspectos que caracterizan a los proyectos consolidados de producción y turismo son, por un lado, la creación de una entidad que se dedica en exclusiva a su puesta en valor integrada, ya sea en forma de empresa, cooperativa,

fundación o asociación. Por otro lado, está la asignación de un presupuesto específico dedicado a la actividad, que permite planificar a largo plazo. Ambos aspectos permiten actuar con diligencia y autonomía, y mantener una visión de conjunto de lo que sucede dentro y en torno al espacio salinero, manteniendo la integridad de las actuaciones. Se agiliza también la gestión y el cumplimiento de las complejas normativas que suelen confluír en ellos. Esta solución es especialmente interesante para las industrias salineras, que pueden mantener su actividad original, al tiempo que forman parte de la entidad de gestión y aportan su experiencia y conocimiento sin necesidad de tener que hacerse cargo de tareas que le pueden ser más ajenas y complejas.

2.2.3. Del negocio de la sal a la explotación sostenible y multidimensional de los recursos

Los paisajes de la sal pueden combinar los diferentes activos que pueden ofrecer, siendo compatibles entre sí y con la patrimonialización sostenible del lugar. Aunque la elaboración de la sal sigue siendo central, los productos y servicios asociados se han clasificado en tres grupos: alimentación y gastronomía, turismo ecocultural y bienestar y salud. Éstos pueden existir también en caso de que la producción de sal ya no sea posible, aunque de forma más modesta. Hay abundantes ejemplos de ellos, así como de las combinaciones entre sí, dentro del contexto europeo. Aunque cada espacio salinero se centra en determinados aspectos de los productos y servicios asociados que ofrecen (por ejemplo, el turismo en Añana, la salud en Sečovlje o la alimentación en Guérande), la mayoría de ellos ofrecen una amplia gama de estos y nunca descuidan la calidad de su sal. Los espacios con un proceso de patrimonialización consolidado han invertido así en una sana diversificación de estos productos y servicios, al tiempo que intentan no perder su identidad. Los espacios con un proceso de patrimonialización en sus primeras etapas, apuntan también a la diversificación. En la mayoría de los casos, se da importancia a la orientación de esta oferta hacia la comunidad local y a cómo esta puede beneficiarse de los servicios culturales, gastronómicos y sanitarios que ofrece su paisaje de referencia. También es importante la relación de los parajes con su protección y las medidas de planificación. La protección legal necesita un instrumento de planificación que apoye la producción real de sal según criterios sostenibles. Las actividades educativas y sociales en torno a la sal constituyen un recurso inestimable para crear identidad y sentido de pertenencia e incluso pueden contribuir a crear empleo y reforzar el proceso de patrimonialización en curso en el lugar. Por último, la percepción estética y simbólica del contexto natural y cultural de los paisajes salineros y del patrimonio de la sal proporciona un marco de referencia que sustenta las narrativas de los sitios salineros en

proceso de patrimonialización y los vincula con otros y con nuestro propio bagaje cultural.

En resumen, las salinas tradicionales han sufrido un cambio de paradigma: de una actividad productiva inserta en el sector primario, estos sitios han sido testigos de una actividad mixta en la que la producción de sal se combina con la prestación de servicios como el turismo, la salud, la naturaleza y la cultura. Este cambio también ha implicado un giro de 180° hacia la sociedad: de una actividad productiva con cierto grado de secretismo y en la que los salineros tenían que sufrir duras condiciones de trabajo, a un paisaje multifuncional con estrechos vínculos con la comunidad local que goza del orgullo de trabajadores y residentes. La diversidad de la oferta de productos y servicios es enorme, a pesar de tener un mismo punto de partida: la sal. Debería ser posible encontrar una combinación única de todos ellos que se adapte al lugar. El reto es construir esta oferta dentro de los límites de la sostenibilidad y mantener viva la identidad del lugar.

2.3. Referencias

- Alexianu, M., Weller, O., Brigand, R. (2008). « Usages et enjeux autour des sources salées de Moldavie précarpatique, Roumanie » En: Weller, O., Dufraisse, A. y Pétrequin, P. (Eds.) *Sel, eau et forêt: hier et aujourd'hui*, Besançon, Presses Universitaires de Franche-Comté, pp. 49-72.
- Alonso Fernández, L. (2006). *Museología y museografía* (3rd ed). Barcelona, Ediciones del Serbal.
- Armenteras, D., González, T. M., Vergara, L. K., Luque, F. J., Rodríguez, N., Bonilla, M. A. (2016). Revisión del concepto de ecosistema como “unidad de la naturaleza” 80 años después de su formulación. *Ecosistemas*, 25(1), 83-89. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2016.25-1.12>
- Ballesteros Pelegrín, G.A. (2014). Configuración del paisaje en las explotaciones salineras litorales mediterráneas: El caso de las salinas de San Pedro del Pinatar (Murcia, España). *Anales de Geografía*, 34(1), 33-59. https://doi.org/10.5209/rev_AGUC.2014.v34.n1.45191
- Barragán, J.M. y Barrera F.B. (2012). “Litorales”. En: Montes, C. y Benayas, J. (Coordinadores) *Evaluación de los ecosistemas del milenio de España*. Universidad Autónoma de Madrid.
- Barragán, J.M. y Chica, J.A. (2013). Evaluación de los Ecosistemas litorales del Milenio de España: una herramienta para la sostenibilidad de la zona costera. *Eubacteria* 31:9-14.
- Benčič, E. y Žagar, Z. (2002). “Salinas and the museum of salt-making in Piran”, en: Petanidou, T. y Dalm, H. (Eds.) *Salt and salinas as natural resources and*

- alternative poles for local development*. Mytilene, University of the Aegean, pp. 44-47.
- Bosna, J. y Miletic, J. (2016). "The role and importance of Nin Salt Works tourist valorization", en: *International Conference Proceedings: An enterprise odyssey*. Zagreb, University of Zagreb, Faculty of Economics and Business, pp. 649-656.
- Brendan, R.; Kerry, T., Paul, M. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, Volume 68, Issue 3, Pages 643-653, ISSN 0921-8009, <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>
- Camacho-Valdez, V., y Ruiz-Luna, A. (2012). "Marco conceptual y clasificación de los servicios ecosistémicos". *Revista Bio Ciencias*, 1(4), 3-15. <https://doi.org/10.15741/revbio.1>
<http://revistabiociencias.uan.edu.mx/index.php/BIOCIENCIAS/search/authors/view?firstName=V&middleName=&lastName=Camacho-Valdez&affiliation=&country=>
- Canache, M., Sandu, I., Chirazi, M., Lupaşcu, T., Pascu, C. (2012). "The functional characteristics of the artificial halochamber", *Present Environment & Sustainable Development*, 6 (2), 221-234.
- Chervinskaya A. V. y Zilber N. A. (1995). "Halotherapy for treatment of respiratory diseases", *Journal of Aerosol Medicine*, 8 (3), 221-232.
- Constanza, R. (2008). Ecosystem services: multiple classification systems are needed. *Biological Conservation* 141 (2), 350–352.
- Curcă, R.-G. (2007). « La halothérapie – textes antiques et pratiques actuelles dans la Roumanie Orientale », en: Monah, D., Dumitroaia, G., Weller, O. y Chapman, J. (Eds.) *L'exploitation du sel à travers le temps*, Piatra-Neamţ, Centre International de Recherche de la Culture Cucuteni, Piatra-Neamţ e Institut d'Archéologie Iaşi, pp. 259-269.
- Daily, G.C. (Ed.) (1997). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, DC.
- De Groot, R.S., Wilson, M.A. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41 (3), 393–408.
- D'Obyrn, K. y Rajchel, L. (2014). « Balneologiczne walory Kopalni Soli "Wieliczka" », *Acta Balneol.*, TOM LVI, 4, 138, 220-223.
- European Commission, Directorate-General for Environment, Grizzetti, B., Teller, A., Maes, J. (2018). Mapping and assessment of ecosystems and their services: an analytical framework for mapping and assessment of ecosystem condition in EU: discussion paper, Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/41384>

- Evaluación de Ecosistemas del Milenio de España (2015). *Ecosistemas para el bienestar humano*. <http://www.ecomilenio.es/> . Consulta 8 de diciembre de 2021.
- Frączek, K., Górny, R. L., Rópek, D. (2013). "Bioaerosols of subterranean therapy chambers at salt mine health resort", *Aerobiologia*, 29 (4), 481-493.
- Gallicchio, V. S. (2014). "Use of Trace Elements and Halotherapy in the Treatment of Human Diseases", en: Atroshi, F. (Ed.) *Pharmacology and Nutritional Intervention in the Treatment of Disease*
- Haines-Young, R. y Potschin M.B. (2018). Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure. Recuperado de <https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2018/01/Guidance-V51-01012018.pdf>
- Hernández-Mármol, D., Ballesteros-Pelegrín G.A., Belmonte-Serrato, F. (2021). Identificación y valoración de los Servicios Ecosistémicos del Parque Regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar (Murcia, España) basado en encuestas a los usuarios. *Investigaciones Geográficas*, in press. <https://doi.org/10.14198/INGEO.16867>
- Hueso Kortekaas, K. (2015). "Artisanal salt and its contribution to the sustainable management of a living saltscape", en: Proceedings of the Conference "Otras maneras de comer", Barcelona, Observatori de l'Alimentació y Fundació Alicia, pp. 1123-1145.
- Hueso Kortekaas, K. (2019). *Salt in our veins. The patrimonialization processes of artisanal salt and saltscapes in Europe and their contribution to local development*. Kaiserslautern, Parthenon Verlag.
- Hueso Kortekaas, K. y Petanidou, T. (2011). "Cultural aspects of Mediterranean salinas", en: Papayannis, T. y Pritchard, D. (Eds.) *Culture and wetlands in the Mediterranean: An evolving story*. Athens, Med-INA, pp. 213-226.
- Iranzo, E. y Albir, C. (2009). "Las Salinas de Arcos y su paisaje. Bases para el diseño de un parque patrimonial municipal", *Cuadernos de geografía*, 85, 109-136.
- Lageard, J. G. y Drew, I. B. (2015). "Evaporating legacies: Industrial heritage and salt in Cheshire, UK", *Industrial Archaeology Review*, 37 (1), 48-61.
- Lazarescu, H., Simionca, I., Hotetueu, M., Munteanu, A., Rizea, I., Iliuta, A., Dumitrascu, D., Dumitrescu, E. (2014). "Surveys on therapeutic effects of "halotherapy chamber with artificial salt-mine environment" on patients with certain chronic allergenic respiratory pathologies and infectious-inflammatory pathologies", *Journal of medicine and life* 7 (Special Issue 2), 83-87.
- Leroy, D. (1980). « Les facteurs biologiques et thérapeutiques de la Presqu'île guérandaise », en: Poisbeau-Hémery, J. (Ed.) *Marais salants: Connaissance des richesses naturelles de la Loire-Atlantique*. Nantes, Société des Sciences Naturelles de l'Ouest de la France, pp. 269-273.

- Martín-López B, Iniesta-Arandia I, Garcí'a-Llorente M, Palomo I, Casado-Arzuaga I, et al. (2012). Uncovering Ecosystem Service Bundles through Social Preferences. *PLoS ONE* 7(6): e38970. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0038970>
- Millennium Ecosystem Assessment (2005a). *Ecosystems and human well-being* (Vol. 5, p. 563). United States of America: Island press.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005b). Overview and *History of the Millennium Assessment*. <https://www.millenniumassessment.org/es/index.html>. Consulta 9 de diciembre de 2021.
- MITECO (2017). Informe anual 2017 sobre el estado del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/iepnb_2017_1ecosistemas_tcm30-486512.pdf. Consulta 8 de diciembre de 2021.
- MITECO (2021). Ecosistemas litorales más significativos. <https://www.miteco.gob.es/es/costas/temas/proteccion-costa/conociendo-litoral/zonas-litorales-espanolas/clasificacion-tipologica/ecosistemas.aspx#:~:text=Los%20ambientes%20litorales%20constituyen%20%C3%A1reas,en%20constante%20evoluci%C3%B3n%20y%20cam bio>. Consulta 8 de diciembre de 2021.
- Plaziak, M. y Szymańska, A. I. (2015). "Good Practices of an Underground Health Spa Operation-The Case of the "Wieliczka" Salt Mine", *Current Issues of Tourism Research*, 4 (2), 38-44.
- Sandu, I, Poruciuc, A., Alexianu, M., Curcă, R.-G., Weller, O. (2010). "Salt and Human Health: Science, Archaeology, Ancient Texts and Traditional Practices of Eastern Romania", *Mankind Quarterly*, 50 (3), 225-256.
- Sandu, I., Alexianu, M., Curcă, R. G., Weller, O., Pascu, C. (2009). "Halotherapy: from ethnoscience to scientific explanations", *Environmental Engineering and Management Journal*, 8 (6), 1331-1338.
- Ungaro, F., Schwartz, C., Pierr, A. (2021). Ecosystem services indicators dataset for the utilized agricultural area of the Märkisch-Oderland District-Brandenburg, Germany. Data in brief, 34, 106645.
- Unguraș, A. I., Merciu, F. C., Stoica, I. V. (2009). "Târgu Ocna Salt Mine: premises harnessing the balnear and cultural-industrial potential", *Bulletin Petroleum-Gas University of Ploiești, Economic Sciences Series*, 61 (4), 69-80.
- Wallace, K.J. (2007). Classification of ecosystem services: problems and solutions. *Biological Conservation* 139 (3-4), 235-246. <https://doi:10.1016/j.biocon.2007.07.015>
- Westman, W. E. (1977). How Much Are Nature's Services Worth? *Science*, 197(4307), 960-964. <http://www.jstor.org/stable/1744285>

- Wiszniewski, A. (2015). "Environment of Air-Ions in Healing Chambers in the "Wieliczka" Salt Mine", *Acta Physica Polonica A* 127 (6), 1661-1665.
- Zajac, J., Bojar, I., Helbin, J., Kolarzyk, E., Owoc, A. (2014). "Salt caves as simulation of natural environment and significance of halotherapy", *Ann Agric Environ Med.*, 21 (1), 124–127.

Capítulo 3

Efectos de la dinámica litoral, las intervenciones antrópicas y el cambio climático en playas, dunas y salinas costeras

Francisco Belmonte Serrato, Asunción Romero Díaz,
Antonio Daniel Ibarra Marinas y Pedro Escudero Lozano

3.1. Dinámica y procesos costeros

3.1.1. Tipos de costas y evolución

En una primera aproximación, y considerando el tipo de procesos y la dinámica de evolución derivada de ellos, las costas pueden dividirse en tres grupos: rocosas (acantilados), arenosas (playas) y mixtas (en las que se combinan acantilados y playas) (Figura 1).

En la evolución de las costas rocosas han predominado los procesos erosivos, mientras que en la evolución de las costas arenosas lo han hecho los procesos sedimentarios; aunque a distintas escalas. Por su propia naturaleza, a escala temporal humana, los procesos que actúan en las costas rocosas, constituida por materiales más o menos endurecidos y consolidados, inducen cambios lentos (Pérez-Alberti *et al.*, 2013); en cambio, los procesos sedimentarios que generan costas arenosas, actúan mucho más rápidamente. Básicamente, porque la principal fuente de alimentación de las costas arenosas, no es la arena generada por los procesos erosivos en las costas rocosas, que sólo aportan una pequeña parte del sedimento total, sino la generada por los procesos erosivos en el interior de los continentes, mucho más activos y amplios, y que es transportada al litoral por los agentes fluviales (ríos y ramblas), con la

diferencia de que las playas de las costas arenosas, están más frecuentemente vinculadas al transporte de sedimentos de los ríos, y las playas de las costas mixtas al transporte de sedimentos de las ramblas, aunque todas puedan recibir también alimento de ambos agentes fluviales.

En todos los casos, las costas se mantienen en un equilibrio transitorio que depende, en condiciones naturales, básicamente del nivel del mar; y, en condiciones con intervención antrópica, del grado de alteración de los usos del suelo y de la regulación hidrológica en las cuencas fluviales, la cual puede alterar el perfil de equilibrio, introduciendo cambios en el nivel de base de la red fluvial, y reducir (y en muchos casos anular) el suministro de sedimentos a las costas.

Figura 1. Ejemplos de tipos de costa: A (rocosa); B (arenosa); C (mixta)



Fuente: Fotos de F. Belmonte-Serrato)

Una bajada del nivel del mar (en condiciones naturales, a causa de una glaciación o por reajustes isostáticos) provocaría que costas rocosas evolucionaran a costas arenosas. Es decir, que pasasen de erosivas a sedimentarias. Y una subida del nivel del mar (por causas naturales como la finalización de una glaciación y reajustes isostáticos, o inducidas por acciones antrópicas, como las derivadas del calentamiento global) provocará que costas arenosas, pasen de sedimentarias a erosivas, desapareciendo en muchos casos.

3.1.2. Las costas arenosas (playas)

Las playas son acumulaciones de sedimentos no consolidados en zonas costeras sujetas a la acumulación y a la erosión por el efecto de olas y las corrientes (Masselink y Hugues, 2003; Boak y Turner, 2005). La principal fuente de alimentación de estos sedimentos son los ríos, que son los principales agentes de regulación del litoral (Ibarra *et al.*, 2017). A los que se suman también las ramblas en áreas mediterráneas que, de forma esporádica en periodos de avenidas, aportan también gran cantidad de sedimentos (López Bermúdez y Gomariz Castillo, 2006).

Las playas, están constituidas por dos subsistemas: uno marino, modelado por la acción de las olas y otro terrestre regido principalmente por la acción del viento (Figura 2). Los dos componentes interactúan en una única unidad geomórfica llamada "*zona litoral activa*". Esta zona constituye una interfase entre el océano y el continente (Ibarra Marinas y Belmonte Serrato, 2017). En él existe un transporte continuo de sedimentos, que puede determinar su equilibrio (McGwynne y MacLachlan, 1992), por lo que la zona litoral activa (el litoral costero, "la costa") se puede considerar como la interfase física entre la tierra y el agua (Boak y Turner, 2005).

En el subsistema marino, los cambios morfológicos de las playas son el resultado de la circulación de los fluidos y los patrones de interacción y retroalimentación entre la topografía y batimetría de la zona por medio del transporte sedimentario (Wright, 1995; Short, 1999) de dos tipos principales:

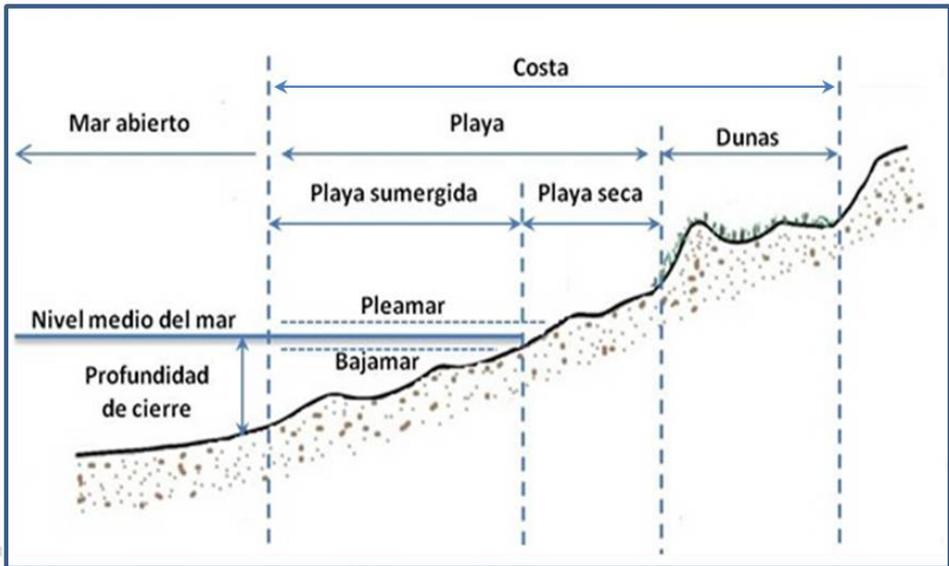
1. Transporte longitudinal a la línea de costa (Figura 3)

Que hace referencia al movimiento de la arena a lo largo de la costa debido a la acción de las olas, de las corrientes y de la disponibilidad de sedimentos (Saravanan y Chandrasekar, 2010).

2. Transporte perpendicular a la línea de costa

Que hace referencia al transporte de sedimentos entre el límite superior de la playa seca y el límite inferior de la playa sumergida.

Figura 2. Zonificación simplificada del litoral.



Fuente: Elaboración a partir de: Coastal Engineering Research Center (1994).

Figura 3. Representación esquemática del transporte longitudinal de sedimentos



Fuente: Elaboración propia a partir de imagen de Google Maps (2022)

En condiciones de estabilidad, estos dos tipos de transporte se encuentran en equilibrio transitorio con el aporte sedimentario que ríos y ramblas llevan a la costa, y el aporte, en mucha menor cuantía, procedente de la erosión de la costa rocosa. De esta forma, la estabilidad de una playa depende del balance de sedimentos. Para que una playa se mantenga estable, la cantidad de sedimentos que llegan a ella debe ser igual a la cantidad de sedimentos que salen. Si la entrada es mayor se produce acreción de la playa, y si es menor se produce erosión.

Tipología de las costas arenosas (playas)

Las playas se pueden clasificar según el tamaño de los sedimentos que las componen, que suelen distribuirse en función de la intensidad del flujo hídrico. Los tamaños gruesos suelen encontrarse cerca de la zona de rotura del oleaje, debido al fuerte movimiento de las masas de agua que se dan en esta zona. Mientras que los materiales más finos se encuentran a profundidades en las que la mayor parte de las olas no suelen romper.

La tipología de sedimentos y su comportamiento respecto a la hidrodinámica marina, determinan distintos estados "modales" en las playas (Benavente *et al.*, 2002), que se conocen como estados morfodinámicos. Según esto, las playas se pueden clasificar en tres tipos:

1) *Playas disipativas*

Tiene una morfología de perfil muy tendido. Es decir, una pendiente muy suave y sin rupturas, a lo largo de todo el perfil de la playa seca y la playa sumergida (Figura 4a). Aunque pueden aparecer en el perfil una o varias barras longitudinales, paralelas a la línea de costa y separadas por senos poco marcados (Vidal *et al.*, 1995). El oleaje en estas playas presenta roturas en descrestamientos (Vidal *et al.*, 1995) y la energía se disipa a lo largo del perfil.

2) *Playas reflectantes*

Las playas reflectantes (Figura 4b) se caracterizan por pendientes pronunciadas, bermas (el cambio de pendiente situado en lo alto de la playa que señala la línea de pleamar normal) bien desarrolladas y cúspides (Wright *et al.*, 1979). Debido a la pendiente de las playas reflectantes, la rotura del oleaje se producen en voluta, colapso o en oscilación, las olas rompen cerca de la costa, sobre el frente de playa, cuya pendiente es más pronunciada. El frente de playa suele contener, aunque no siempre (Vidal *et al.*, 1995), tamaños de grano más gruesos que la playa sumergida. Debajo del talud de playa, existe la posibilidad de que se desarrolle un escalón pronunciado, compuesto de material grueso, debajo del talud de la playa que incrementa con el tamaño de la ola.

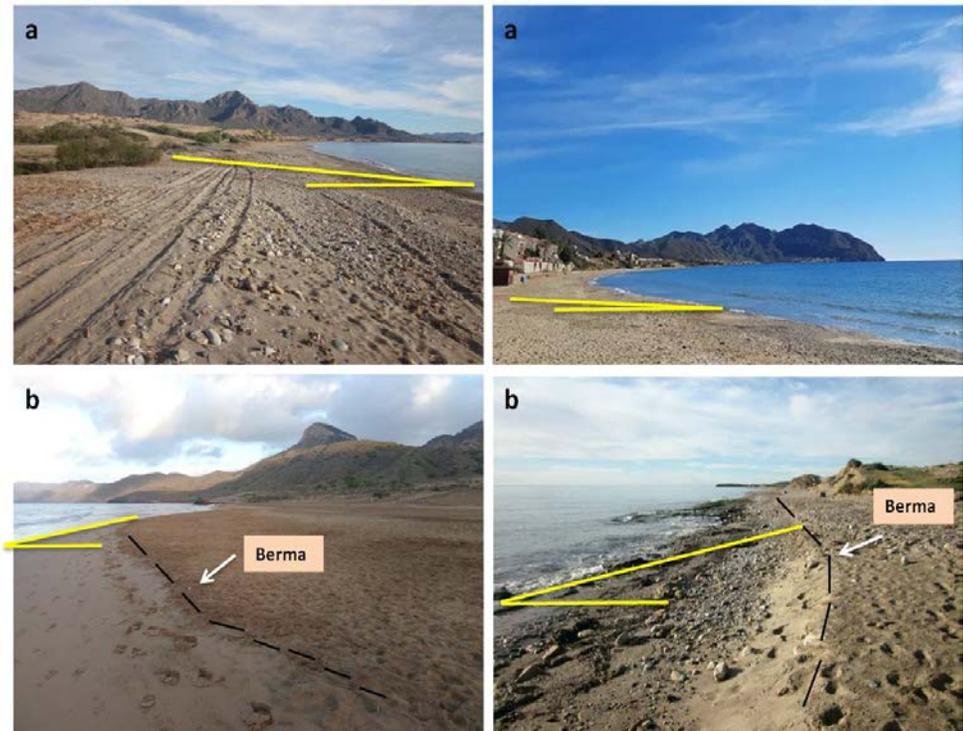
3) Playas intermedias

Existen cuatro estados modales intermedios entre los sistemas disipativos y los reflectantes. Las playas intermedias son más complejas y presentan una gran variabilidad en función del oleaje (Ibarra-Marinas y Belmonte-Serrato, 2017):

a) Playa con barra longitudinal

El estado de playa con barra longitudinal, es el más cercano al disipativo, pero con mayor pendiente. Este estado tiene al menos una barra longitudinal en la playa sumergida donde se produce una primera rotura del oleaje. El cual se recompone al pasar la barra, debido al incremento de la profundidad en el seno, para después romper de nuevo sobre el frente de playa. De este modo, aparecen dos zonas de rompientes paralelas y estrechas.

Figura 4. Ejemplos de playas disipativas (a) y playas reflectantes (b)



Fuente: Fotos de F. Belmonte-Serrato

b) Barra y playa rítmica

Este estado presenta ondulaciones más o menos periódicas espacialmente, las barras que también poseen estas ondulaciones, separadas por salientes hacia el frente de playa que son denominadas *crescentic bars*. Aunque de pequeño volumen, en este estado comienzan a ser evidentes las corrientes de resaca o de retorno que dan lugar a la aparición de sistemas circulatorios rítmicos a lo largo de la playa y entre esta y la barra. La barra y el frente de playa suele estar separados por una distancia menor que en el caso del estado anterior. Cuando el oleaje incide de forma oblicua (Figura 3), las celdas circulatorias pierden su carácter simétrico y se genera una corriente longitudinal a lo largo de la playa, con lo que las barras pueden tomar cierto desarrollo transversal.

c) Estado de playa con barras transversales y desgarros

En este estado el desarrollo transversal de las barras y el frente de playa, hace que los salientes opuestos lleguen a unirse, formando una especie de puente entre el frente de playa y la barra, lo que hace que este estado sea el de mayor desarrollo tridimensional. Estas barras transversales de perfil disipativo, alternan con perfiles más reflejantes, que canalizan las corrientes de retorno, ya más intensas, convirtiéndolas en el elemento característico de este.

d) Estado de playa con terraza de bajamar

La barra y el frente de playa se acercan en este estado modal, apareciendo en muchos tramos unidos. Estos tramos quedan separados por depresiones alargadas, donde pueden aparecer corrientes de retorno de baja intensidad.

3.1.3. Cambios en las costas

Independientemente del tipo de costa, los cambios que se producen en ella pueden contemplarse desde una perspectiva episódica, a corto, a medio y a largo plazo.

En los cambios episódicos operan procesos de gran energía, que ocasionan cambios inmediatos a escala local, como los grandes temporales marítimos que generan una gran energía de oleaje (Isla 1990; Ibarra Marinas y Belmonte Serrato, 2017), ocasionando una importante erosión costera, o las grandes crecidas de los ríos o ramblas, que aportan gran cantidad de sedimentos y pueden ocasionar acreciones inmediatas en playas cercanas.

A corto plazo, operan procesos estacionales que producen cambios en la línea de costa a corto plazo (Guisado y Malvárez, 2015). Se han observado ciclos estacionales tanto en los balances sedimentarios como en la morfología de las

playas. Estos procesos están ligados a fenómenos extremos de baja frecuencia (Ojeda Zújar, 2000) que trasladan sedimentos desde la playa seca a la playa sumergida, los cuales vuelven a la playa cuando cambian las condiciones hidrodinámicas, haciendo que estas adquieran estacionalmente dos perfiles (figura 5):

- Perfil de invierno, en el que la playa seca se estrecha, llegando incluso a desaparecer, debido a la pequeña elevación del nivel del mar a causa de la prevalencia de bajas presiones y al traslado de sedimentos a la playa sumergida, a consecuencia de la mayor intensidad del oleaje ocasionado por la sucesión de tormentas invernales.

- Perfil de verano, en el que la playa seca ha recuperado su extensión debido a las condiciones de altas presiones que provocan una pequeña bajada del nivel del mar, y la recuperación de los sedimentos que habían sido movilizados hasta la playa sumergida por las tormentas invernales.

Figura 5. Perfiles de invierno y verano en la playa de La Llana (Murcia)



Fuente: Fotos de F. Belmonte-Serrato.

Los cambios a medio plazo afectan a escala regional y se pueden visualizar en décadas o siglos, y están regulados básicamente por el equilibrio sedimentario entre el aporte sedimentario de ríos y ramblas y la dinámica litoral (Ibarra-Marinas y Belmonte-Serrato, 2017).

A largo plazo se consideran aquellos cambios que operan a escala continental, ocasionados por procesos globales, como las variaciones del nivel del mar a causa de cambios climáticos o procesos tectónicos o isostáticos, que cambian, tanto el aporte de sedimentos de los ríos, como los niveles de base, y ocasionan cambios muy lentos de erosión o acreción de las playas (Pardo y Santjaume, 2001).

3.2. Actuaciones antrópicas que alteran la dinámica litoral y los procesos asociados en el mediterráneo español.

El litoral mediterráneo español, que se extiende desde el Estrecho de Gibraltar hasta el cabo de Creus, tiene una longitud de casi 2000 Km² y, desde el punto de vista morfológico, es muy diverso. En él se alternan costas bajas y arenosas, amplios golfos, litorales rocosos y pronunciados cabos. De ahí que se puedan diferenciar diferentes tipos de costas, debido fundamentalmente a la proximidad o no de relieves al mar.

En cualquier tipo de costa, pero en especial, en las costas arenosas, desde hace décadas, diversas acciones antrópicas han venido alterando la dinámica litoral, con consecuencias muy negativas. Estas acciones serían: (i) Las obras de regulación en los cauces mediante la construcción de embalses, presas, azudes y diques de corrección hidrológica (retienen sedimentos e impiden la llegada de estos a las playas); (ii) la construcción de infraestructuras en las costas, como puertos y obras de defensa costera (modificación el transporte y deposición de sedimentos en el litoral); (iii) la ocupación física de playas y cordones litorales por edificaciones, infraestructuras y otros elementos urbanos (inmovilizan los sedimentos que debían estar disponibles para la dinámica natural de las playas); (vi) La ocupación física de los cauces mediante urbanizaciones o encauzamientos (hacen disminuir también el aporte de sedimentos a la costa); (v) la construcción de invernaderos u otras instalaciones en las desembocaduras de ramblas (producen la inmovilización de sedimentos cuando se producen riadas); (vi) Las extracciones de áridos en cauces, playas y cordones litorales (impiden que estén disponibles para alimentar las playas); y (vii) Las actuaciones de reforestación (disminuyen la erosión de los suelos y, por tanto, los aportes de sedimentos que podrían llegar al mar).

No obstante, de todas estas acciones, consideramos que las dos primeras son las más importantes y, por tanto, son en las que nos vamos a centrar en este estudio.

3.2.1. Construcción de embalses y presas.

Varias investigaciones llevadas a cabo mediante fotografías aéreas, teledetección y SIG, han puesto de manifiesto como las costas del Mediterráneo están sufriendo un proceso erosivo continuo y preocupante. Entre otros, son de mencionar los trabajos de Ribeiro et al; (2017) en el litoral catalán; Pardo Pascual et al; (2019) en el litoral valenciano; Ibarra Marinas (2016) y Siso Rosagro (2017) en el litoral de la Región Murcia; y Molina Gil (2020) en el litoral andaluz.

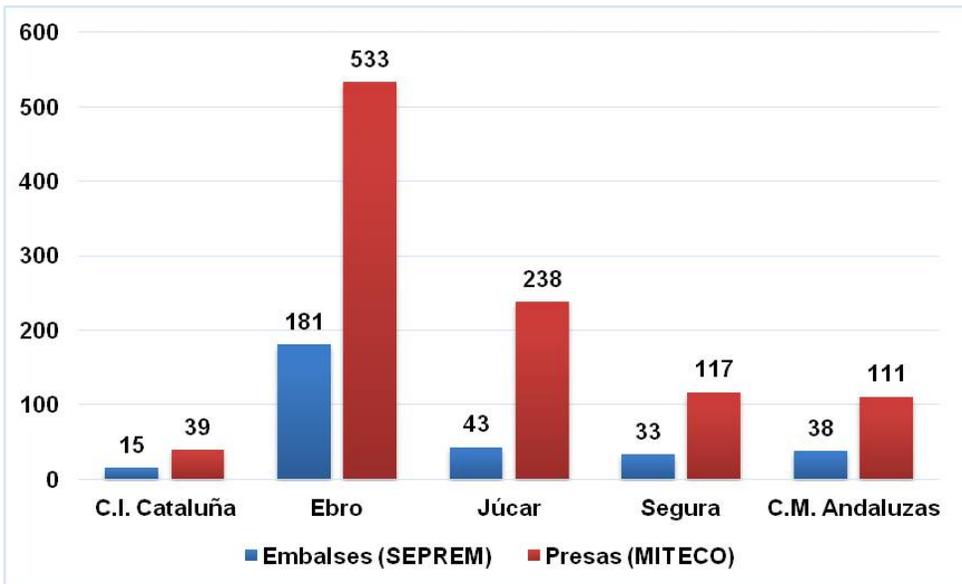
Una de las razones del retroceso de gran parte de las playas es la reducción de los aportes de sólidos a la costa, al quedar retenidos en presas, embalses y

diques de corrección hidrológica (Romero Díaz, 2007). Con el objetivo de constatar este hecho se han analizado los embalses construidos en las diferentes cuencas vertientes al Mediterráneo español.

Para entender los datos tan dispares que se pueden encontrar en diferentes bases de datos, hemos considerado oportuno clarificar los términos de embalse y presa. Así, el MITECO en su página web define presa, como cualquier estructura artificial que, limitando en todo o en parte el contorno de un recinto enclavado en el terreno, esté destinada al almacenamiento de agua, incluidas las balsas de agua; y embalse: al recinto artificial de agua limitado, en todo o en parte, por la presa. También puede referirse al conjunto de terreno, presa y agua almacenada. En definitiva, en el cómputo de las presas se incluirían los embalses.

En la figura 6 se han representado, para las cuencas hidrográficas que vierten al Mediterráneo, los embalses y presas (de diferente titularidad). El elevado número de estas construcciones (310 embalses y 1.038 presas) da idea de los sedimentos que pueden retener y que no llegan a las costas para la formación de playas.

Figura 6. Embalses y presas construidos en las cuencas vertientes al Mediterráneo español.



Fuente: Elaboración propia a partir de la base de datos de SEPREM (2015) y MITECO (2022)

Como es lógico, a mayor superficie de cuenca el número de embalses y presas construido ha sido mayor (Tabla 1). La D.H. del Ebro, que posee 85.534 km², es la que tiene más cantidad de presas y las cuencas mediterráneas

andaluzas con 20.010 km² las que menos. De igual modo, las grandes presas con un volumen superior a los 500 hm³ tan sólo se sitúan en las cuencas más grandes del Ebro y Júcar. La capacidad media predominante, en todas las cuencas, es inferior a 50 hm³.

Tabla 1. Número de embalses y presas construidos en las cuencas vertientes al Mediterráneo español.

Cuenca	Nº de embalses	Nº de presas	Superficie cuenca (km ²)
C.I. Cataluña	15	39	16.600
Ebro	181	533	85.534
Júcar	43	238	42.725
Segura	33	117	20.234
C.M. Andaluzas	38	111	20.010
Total	310	1.038	185.103

Fuente: Elaboración propia a partir de la base de datos de SEPREM (2015) y MITECO (2022)

Pero la pérdida de sedimentos que llegan a las costas, por su retención en los embalses, no es reciente. La construcción de estos en la cuenca mediterránea se inició en el siglo XVI (Figura 7), siendo a partir de 1950 cuando el número se incremento de forma notable.

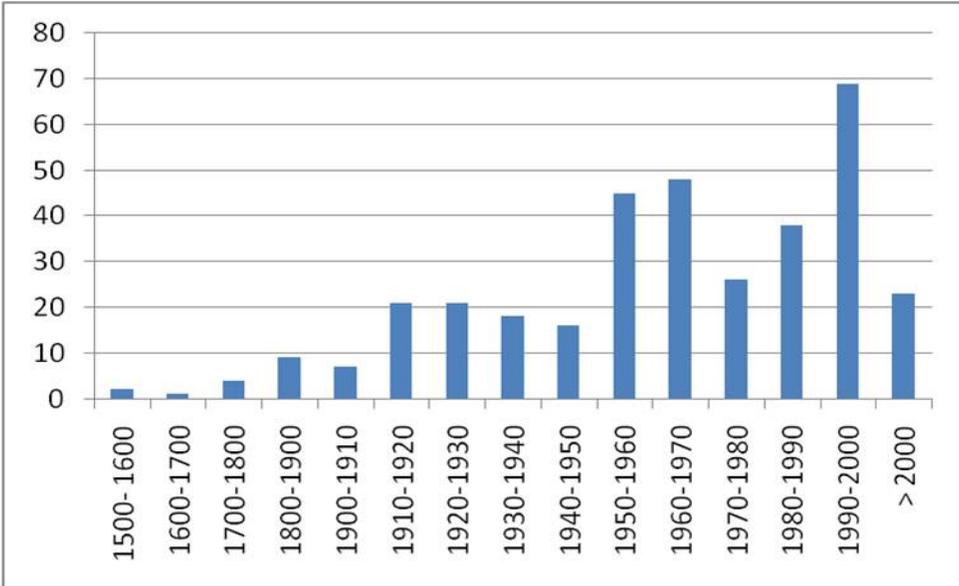
En general, en las décadas de los años 50 y 60 del siglo pasado, la construcción de presas se hizo fundamentalmente con el objetivo de controlar los recursos hídricos, y utilizarlos para abastecimiento humano, regadío o producción hidroeléctrica. En la década de los años 80 y 90, como consecuencia de las diferentes inundaciones catastróficas que se produjeron en toda la vertiente mediterránea (Capel Molina, 1987; Carmona González y Ruíz Pérez, 2000; Ollero Ojerda, 2000; Romero Díaz y Marurandi Guirado, 2000; Castejón Porcel y Romero Díaz, 2014; Gil Guirado et al., 2019), los embalses se construyeron como defensa de las mismas. En concreto, en la Cuenca del Segura, de los 33 embalses existentes 13 son de defensa y 11 de defensa-riego-regulación.

Según nuestro análisis, en la actualidad, la regulación de las cuencas mediterráneas mediante embalses, es muy considerable. La mayoría de las cuencas están reguladas en un 50% o superan este porcentaje. En la Cuenca del Segura, si tenemos en cuenta la superficie de la Cuenca (18.870 km²) la regulación es del 79%, reduciéndose al 74% si la relación se establece con la superficie de la Demarcación (20.234 km²).

En los últimos años, la tendencia constructiva de presas parece estar disminuyendo, además de por razones socioeconómicas y ambientales, por la

dificultad de encontrar cerradas adecuadas en donde construir presas, pues en las que se daban las condiciones idóneas ya existe una.

Figura 7. Número de embalses por años de construcción en las cuencas vertientes al Mediterráneo español.



Fuente: Elaboración propia a partir de la base de datos de SEPREM (2015)

Por la gran cantidad de sedimentos que almacenan los embalses, algunos de ellos (especialmente los más antiguos) han tenido que ser recrecidos, y otros muchos están al límite de su capacidad, pero no por agua sino por acumulación de sedimentos. De entre los embalses que han sido recrecidos se encuentran en la cuenca del Ebro los de Arguis (data de 1704), Mezalocha (1728), Pignatelli (1790), Estanca Perdiguero (1880), San Bartolomé (1908), El Cortijo (1922), Irabía (1925), Arguisa (1927) y Santolea (1932); en la cuenca del Júcar, Tibi (1594), Elche (1640) y Villora (1914); en la cuenca del Segura, Valdeinfierno (1806), Puentes (1884) y La Cierva (1929); en las C. Mediterráneas Andaluzas, Nijar (1850) y Conde de Guadalhorce (1921); y en las comarcas interiores de Cataluña, Riudecanyes (1918).

La pérdida de capacidad de los embalses por aterramiento es un hecho evidente, según reflejan varias fuentes (Romero Díaz et al. 1992; Avendaño, 2002; Cobo, 2008; Casamor y Calafat, 2018). Cobo, en 2008, realizó un exhaustivo estudio sobre los sedimentos retenidos en 121 embalses de España, cuyas cuencas suponen el 45% de la superficie total española. El volumen de sedimentos se obtuvo por diferencia entre el volumen del embalse al inicio del

periodo y el volumen al final del mismo, calculando el volumen actual mediante fotogrametría y batimetría. De este estudio hemos extraído los datos correspondientes a las cuencas vertientes mediterráneas y llevado a cabo un pequeño análisis.

Según nuestros cálculos (a partir de los datos de Cobo, 2008), el número de embalses analizados respecto al total de los existentes en cada cuenca (Tabla 2), representan el 40% en las C.I. Catalanas, 35% en el Júcar, 33% en el Segura, 16% en la C.M. Andaluzas y el 11% en el Ebro. La pérdida de capacidad media de todos los embalses analizados es del 14,5% con un 0,43% de pérdida media anual, y son las cuencas del Segura y Ebro las que tienen mayor cantidad de sedimentos en sus embalses. Si se tiene en cuenta que el total de sedimentos retenidos en 60 embalses analizados es de 542,75 Hm³, y que el total de embalses construidos en la vertiente mediterránea es de 310, nos podemos dar una idea de los sedimentos que, en teoría, han dejado de llegar a las costas mediterráneas.

En la figura 8 se ha representado el volumen de sedimentos estimados en los embalses para 2003 y previsto para los años 2025 y 2050. Y es de observar cómo, según las previsiones, el volumen de sedimentos se duplicará para 2.050, con respecto al volumen de sedimentos estimado en 2.003.

Tabla 2: Embalses, volumen de aterramiento y pérdida de capacidad.

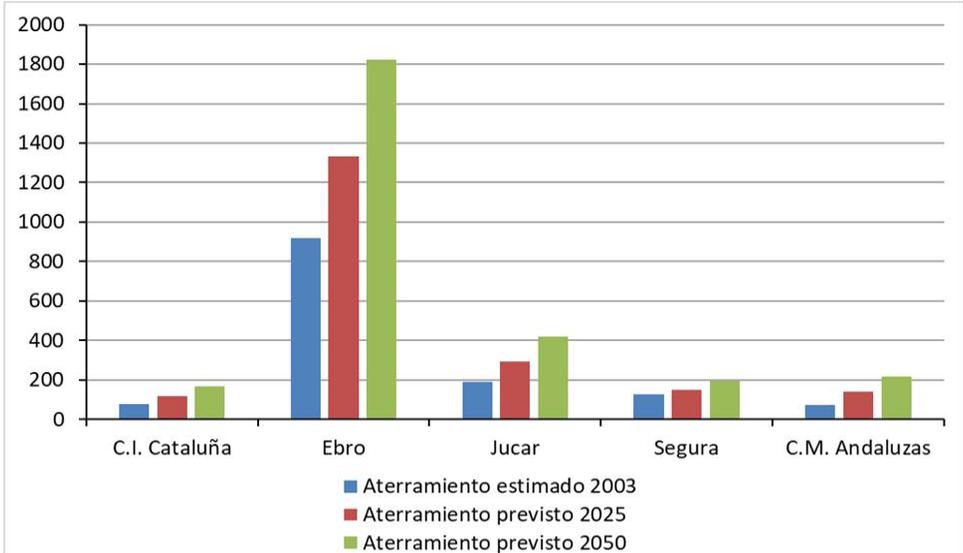
Cuenca	Embalses analizados (Cobo, 2008)	Aterramiento hm ³	% Respecto al total de embalses	Pérdida de capacidad (%)	Pérdida anual (%)
C.I. Cataluña	6	22,1	40	10,5	0,32
Ebro	20	300,4	11	18,7	0,58
Júcar	15	52,5	35	12,3	0,42
Segura	11	124,9	33	24,3	0,51
C.M. Andaluza	8	42,9	16	6,8	0,35

Fuente: Elaboración propia a partir de Cobo (2008)

Es de destacar que, para hacer la previsión en los años 2025 y 2050, se ha supuesto que los aportes de sedimentos se van a mantener a lo largo de este periodo, y que el régimen de explotación de los embalses no va a variar significativamente. Además, la posible disminución de aportes hídricos, y el menor aporte de sedimentos, como consecuencia del cambio climático, puede verse compensada por la mayor intensidad de los procesos. Por ello, es

previsible que el aporte de sedimentos a las costas para la formación de playas siga decreciendo, con el efecto negativo que ello supone.

Figura 8. Aterramiento en embalses (hm^3), estimados en 2003 y previstos para 2025 y 2050 en las cuencas vertientes al Mediterráneo español.



Fuente: Elaboración propia a partir de Cobo (2008)

Paradójicamente, las acciones que el hombre hace en las cuencas hidrológicas con los objetivos de regularlas para abastecimiento, riego o defensa, o para otros usos como hidroeléctrico, industrial o recreativo, tienen un efecto muy negativo en el litoral. En las regiones de los deltas, el equilibrio entre los procesos fluviales y marinos se ha interrumpido. Allí, la deposición de sedimentos ya no está en equilibrio con la erosión costera (Batalla 2003). Aunque lejos de la costa Mediterránea se puede poner como ejemplo el delta del Nilo que se reduce 150 m por año, debido a la presa de Asuán, construida 1.000 km aguas arriba.

En el caso de la costa mediterránea, el delta del Ebro, por la regulación del mismo, está sufriendo también considerables modificaciones. Según Molinet Coll (2006) los mayores cambios en el delta del Ebro se produjeron en los años posteriores a la construcción de las grandes presas, por la reducción progresiva de sedimentos. Según este autor, si la situación del delta se mantiene como hasta ahora, es de esperar que continúe el retroceso del morro central del Delta, lo que llevaría a la desaparición de la Isla de Buda (con un retroceso actual de 17 m al año). Poco a poco iría avanzando, afectando a urbanizaciones y campos. Este retroceso se iría ralentizando hasta llegar a un periodo de cierta estabilidad.

El siguiente paso sería la rotura y desaparición del istmo del Trabucador, dejando a las flechas de los Alfaques y del Fangar como islas, que poco a poco se iría desintegrando también. Y este proceso podría verse acelerado, por el ascenso del nivel del mar debido al cambio climático unido a una subsidencia agravada por la falta de sedimentos.

Guillen et al. (1992), mediante ecuaciones empíricas, han estimado la carga de fondo del río Ebro que sería del orden de 1.000.000 Tm/año de sedimentos en el primer tercio del siglo XX; inferior a 730.000 Tm/año en el periodo 1950-70; de 300.000 Tm/año en el periodo 1970-90; e inferior a 100 Tm/año de media durante la década 1990-2000. No obstante, este notable descenso en los aportes sedimentarios calculados, tan sólo refleja el descenso del transporte de fondo debido a la regulación del caudal por las presas y a la disminución del caudal a lo largo del siglo, pero no reflejan otros muchos aspectos, por lo que se estima que el descenso real de aportes al mar, durante las últimas décadas, debe ser superior al calculado. Según Palanques et al. (1990), en la década de los años 90, consideraban que la cantidad de sedimentos aportados por el río Ebro era tan sólo del 5% respecto a la cantidad aportada a mediados del siglo XX. En la actualidad, los sedimentos en suspensión suministrados por el río tienen una mayor proporción de minerales arcillosos que antes de la construcción de las presas y embalses, ya que solo las partículas más finas escapan de las represas. Consecuencia de todo ello es que el delta del Ebro trata de adaptarse a las nuevas condiciones (disminución del 99% en la entrada de sedimentos, disminución del 30% en la descarga de agua y un aumento de varios mm por año en el nivel relativo del mar) causando importantes cambios morfológicos (Palanques y Guillén, 1998).

Según el CEDEX (2021), desde la construcción y puesta en marcha de los sistemas de embalse de Mequinenza, Ribarroja y Flix, durante la década de 1960, la circulación del régimen de caudales y sedimentos a lo largo del eje del río Ebro se ha modificado notablemente. Las grandes dimensiones del embalse de Mequinenza (108 km de longitud y 148.329 hm³ de capacidad), lo convierten en una barrera que retiene la práctica totalidad del sedimento que llega al embalse. El volumen de sedimentos acumulados en Mequinenza, en la actualidad, se estima en 240 hm³, con una tasa de sedimentación actual del embalse de 4,36 Mt/año, equivalente a 3,87 hm³/año. En cuanto al tránsito de sedimentos actual hacia el curso bajo del Ebro se estima que, la tasa de transporte de sedimentos en suspensión aguas abajo del complejo de embalses Mequinenza, Ribarroja y Flix es de 0,37 Mt/año. La principal fuente sedimentaria del tramo de costa la compone el propio río Ebro y, ocasionalmente, de forma secundaria la franja litoral aguas arriba. Hoy en día, el río se encuentra regulado en el 97 % de su cuenca, dejando una superficie de cuenca libre, en las proximidades de su desembocadura, de 2.316 km², lo que ha llevado a reducir

los aportes sólidos del río Ebro considerablemente. En la tabla 3 se muestra el incremento de pérdidas de sedimento a lo largo del tiempo, con un máximo en el periodo 2015-18. La horquilla de pérdidas se situaría de -45.000 a -130.000 m³/año (hemidelta norte) y -135.000 a -389.000 m³/año (hemidelta sur).

Tabla 3. Balance sedimentario del río Ebro por periodos (m³/año)

Periodo	Total
1957-2018	-150.100
1984-2018	-150.000
1994-2018	-397.480
2004-2018	-397.796
2015-2018	-489.060

Fuente: CEDEX (2021)

3.2.2. Construcción de infraestructuras en las costas

Para la construcción de diversas infraestructuras, es imprescindible conocer la dirección de las corrientes costeras en cada lugar. Generalmente, paralela a la costa existe una corriente, producida por la incidencia oblicua del oleaje, que origina un transporte de sedimentos a lo largo de ella y a profundidades muy reducidas. En la costa mediterránea española, la corriente producida por incidencia oblicua del oleaje tiene una dirección norte-sur desde Gerona hasta el cabo de Gata en Almería; de poniente a levante en la costa de Almería a Granada; y en sentido contrario desde Granada a Gibraltar.

Las infraestructuras que se suelen construir en la costa suelen ser obras longitudinales y diques y espigones. Y para constatar la importancia de todas estas infraestructuras en la costa mediterránea española, mediante la observación desde la frontera de España con Francia hasta Gibraltar, a través de Google Earth, hemos contabilizado 348 diques y espigones transversales, y 125 diques exentos. Ello representa un número muy elevado de construcciones.

Las obras longitudinales (como paseos marítimos), construidas en la orilla del mar, interfieren moderadamente el transporte litoral, pero pueden también interrumpir transversalmente el perfil bonanza y temporal, al impedir que el material de la playa se incorpore a la dinámica propia del perfil de la playa. A ello hay que unir la reflexión del oleaje que se genera. Por esto, es necesario que estas obras se alejen lo más posible de la orilla del mar.

En el caso de los diques y espigones, transversales a la costa, si el transporte se realiza de forma longitudinal a la misma, pueden constituir barreras

totales al paso de sedimentos. En este caso, a barlomar de las obras se produce una acumulación de sedimentos y aumento de las playas, mientras que a sotamar el efecto es el contrario, ocasionando la erosión de las mismas (Figura 9).

Figura 9. Dique transversal construido en la playa de Santa Pola (Elche)



Fuente: Elaboración propia a partir de imagen de Google Earth

Los diques exentos, que se construyen separados de la costa, y generalmente paralelos a ella, actúan como sumideros de materiales, acumulando tanto a barlomar como a sotamar gran parte del material transportado, lo que provoca, en la mayoría de los casos, la creación de hemitómbolos o tómbolos (Figura 10). El efecto principal que se busca con este tipo de estructuras es crear, de forma natural, una zona de playa allí donde no existe o que ha sido muy afectada por la erosión (Bricio et al. 2010).

Los puertos, que constituyen las mayores infraestructuras artificiales del litoral, suelen construirse mediante espigones y diques transversales a la costa, y el efecto de barrera al transporte de sedimentos puede ser total si el puerto se prolonga hasta calados de más de seis o siete metros.

Son numerosos los estudios que han analizado los efectos negativos en las playas, por la interrupción de la dinámica litoral, debido a la construcción de diversas infraestructuras, y entre otros son de citar los puertos de Burriana en

Castellón (con afección a la playa de Nules) y Águilas en Murcia con afección a la playa de levante (Figura 11).

Figura 10. Diques exentos en Marbella (Málaga) y formación de playas.



Fuente: Google Earth

Otros ejemplos se observan en Sagunto en Valencia (afección a la costa de Puçol y Massalfaser), Valencia (afección a la restinga de la Albufera entre Valencia y Cullera), Santa Pola en Alicante (afección al cordón de cierre de la laguna de Santa Pola), San Pedro del Pinatar en Murcia (afección a la playa de La Llana y cordón dunar), Carboneras en Almería o Puerto Banús en Málaga.

Con independencia de los grandes puertos con fines comerciales, en febrero de 2021 en España había un total de 292 puertos deportivos. Por comunidades, Cataluña, seguida de la Comunidad Valenciana son las que tienen el mayor número, destacando por provincias, Alicante y Gerona. El conjunto de puertos deportivos en la costa Mediterránea es de 147 (figura 12).

Pudiera pensarse que el mayor número de puertos se corresponde con la mayor superficie de costa, pero como se observa en la figura 13 no siempre es así. La razón estaría más en la presión turística que tiene cada zona y la necesidad de tener más puertos deportivos. Desde la década de los años sesenta del siglo pasado, como ocurrió con el boom de la construcción de urbanizaciones, también hubo un boom de construcción de puertos deportivos, e incluso según Greenpeace (2002), era frecuente encontrar promociones

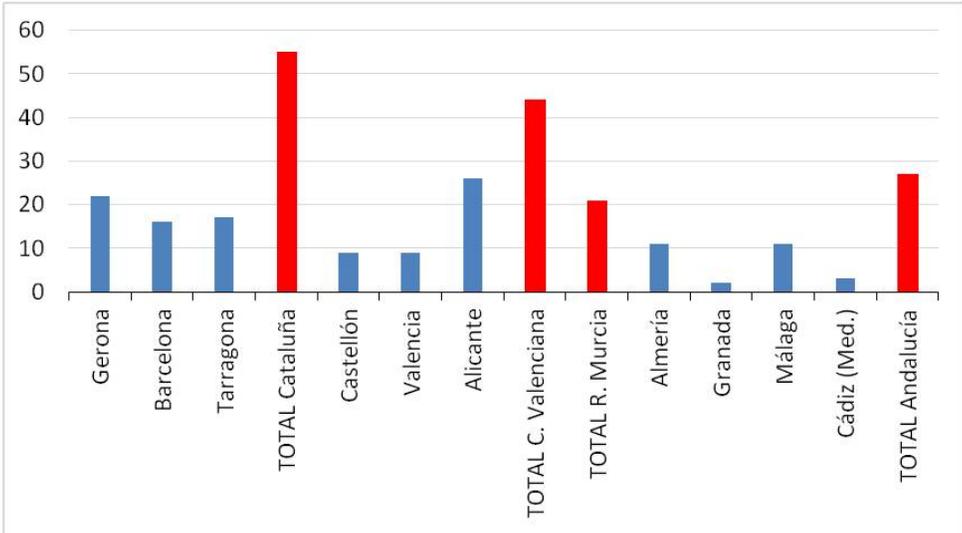
urbanísticas asociadas a la construcción de puertos deportivos. Otro aspecto a destacar son las ampliaciones faraónicas de puertos comerciales que se han llevado a cabo en estos últimos años, como es el caso de la actual polémica existente con la ampliación del Puerto de Valencia

Figura 11. Retención de sedimentos en los puertos de Burriana en Castellón (imagen superior) y de Águilas en Murcia (imagen inferior).



Fuente: Elaboración propia a partir de imagen de Google Earth

Figura 12. Puertos deportivos construidos en el mediterráneo español.



Fuente: Elaboración propia a partir de datos de <https://www.topbarcos.com/puertos-deportivos>

Figura 13. Relación entre puertos deportivos (eje horizontal) y longitud de costa en km (eje vertical)



Fuente: Elaboración propia a partir de datos del INE y <https://www.topbarcos.com/puertos-deportivos>

Para ilustrar las consecuencias de la construcción de diques transversales o puertos, a continuación, se exponen dos ejemplos: (i) la construcción del puerto de San Pedro del Pinatar (Murcia) y (ii) el dique construido en la desembocadura del río Segura en Guardamar (Alicante).

El Puerto de San Pedro del Pinatar (Murcia) y su afección a la playa de La Llana.

La playa de la Llana (formada por otras tres playas: La Playuela, Barraca quemada y Punta de Algas), de unos 3.000 m de longitud, está protegida en su parte interior por dunas y salinas, y es de las pocas playas vírgenes que quedan en el litoral murciano. Se localiza en el Parque Regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar, al norte del Mar Menor, y constituye el final de La Manga del Mar Menor, cerrando la laguna por el norte.

Al norte de esta playa, se construyó un puerto, cuyas obras comenzaron en 1954. En 1987 se produjo una ampliación y en 2005 se construyó el segundo puerto deportivo (Ballesteros Pelegrín 2013).

Los efectos de la construcción de esta infraestructura han sido analizados por Ibarra Marinas (2016) y Siso Rosagro (2017), y sus datos muestran un importante retroceso de la playa que queda a sotamar del puerto (La Llana) y, por el contrario, una gran ampliación de la playa localizada a barlomar del dique transversal del puerto (Torre Derribada).

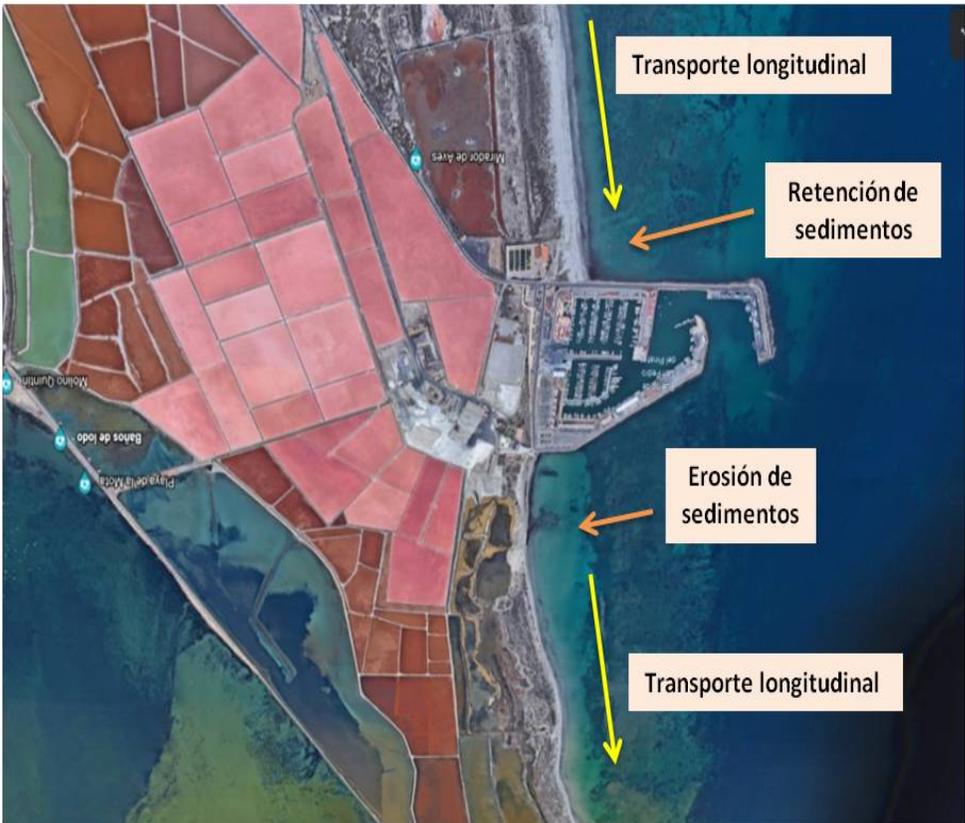
Según Ibarra Marinas (2016) la playa de Torre Derribada, en el periodo 1956-2013 ha aumentado su superficie en 10,23 ha, lo que supone un 50% más que la superficie inicial, con una tasa de ganancia de 1.795 m²/año, la más alta de la Región de Murcia. Por el contrario, la playa de La Llana, en el mismo periodo ha perdido 11,77 ha, la mayor pérdida del litoral murciano, y en algunos sectores la playa ha retrocedido 100 m (Figura 14). Las estimaciones de Siso Rosagro (2017), muestran para el periodo estudiado de 1945 a 2015, como la playa de Torre Derribada acumula anualmente 12.000 m³ aproximadamente; mientras que el volumen perdido en la Playa de La Llana sería de 30.152 m³ al año. Ambas estimaciones indican el importante efecto que la construcción de esta infraestructura ha tenido en las playas adyacentes localizadas al norte y sur del puerto.

El dique de la desembocadura del río Segura en Guardamar (Alicante) y su afección a la playa de Babilonia.

En los años 1990-1994 se encauzó la desembocadura del río Segura mediante un espigón de 525 m orientado al revés que todos los construidos en el levante español (E-NE), en contra de la dinámica litoral dominante. El resultado ha sido un desastre ambiental para las playas situadas al sur de este espigón,

como es el caso del importante retroceso sufrido en la playa de Babilonia (Figura 15), así como la destrucción de las casas, que se construyeron en los años 30 del siglo pasado. Las casas se encuentran en primerísima línea de playa, por lo que (en la actualidad) se vulnera la ley de costas y, aunque la concesión administrativa ya ha finalizado, los propietarios se niegan a abandonarlas y se esfuerzan por protegerlas con rocas y otros materiales. El que estas casas se encuentren en esta situación se atribuye a la construcción del espigón en la desembocadura del Segura, que ha dado lugar al retroceso de la playa que, en principio, tenía una anchura de 60 metros.

Figura 14. Retención de sedimentos a barlomar del puerto de San Pedro del Pinatar (Murcia) y erosión a sotamar en la playa de La Llana.



Fuente: Elaboración propia a partir de imagen de Google Earth

**Figura 15. Desembocadura del río Segura en Guardamar del Segura (arriba),
playa de Babilonia (centro) y estado actual de las casas (abajo)**



Fuente: Google Earth (imágenes superior y central) y Asunción Romero (imagen inferior).
Foto tomada el 26-01-2020.

3.3. Amenazas sobre el litoral a causa del calentamiento global

3.3.1. El calentamiento global y sus efectos

Los sucesivos informes del Grupo *Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático* (IPCC, *Intergovernmental Panel on Climate Change*) inciden en señalar un incremento continuo de la temperatura media terrestre, que a día de hoy, se estima en 1,1 °C por encima de la media de la era preindustrial (IPCC, 2021), y que de continuar la tendencia de emisiones de gases de efecto invernadero a la atmósfera, podría situarse entre 2,5 y 5 °C por encima de la media de la era preindustrial. Este incremento de la temperatura media está teniendo ya consecuencias visibles a simple vista, como la considerable reducción de la extensión de los glaciares de montaña, muchos de los cuales han desaparecido completamente, en la reducción de la extensión y espesor de hielo en los indlandsis, sobre todo del Hemisferio norte (el Ártico y Groenlandia) y el aumento en el tamaño y frecuencia de aparición de icebergs. O también al deshielo de los suelos helados (permafrost) de Siberia, Canadá y Alaska, que ocupan una extensión de unos 23 millones de Km² (más del doble de la extensión de Europa), sólo en el Hemisferio norte, y que está ocasionando, no sólo procesos de desgasificación, liberando a la atmósfera, entre otros, gases de efecto invernadero como el dióxido de carbono y el metano, que contribuyen a incrementar el calentamiento; sino también procesos de liberación de bacterias y virus que permanecían atrapadas en estos suelos desde hace cientos de miles, o millones de años y que suponen ya una seria amenaza para la salud.

Pero, aparte de estas consecuencias ya claramente visibles, se pueden prever toda una secuencia de efectos encadenados que afectarán a la dinámica atmosférica, y en consecuencia al sistema climático, y que derivarán en graves efectos sobre los océanos y los continentes, principalmente en las zonas costeras.

El comportamiento del sistema climático depende de una gran cantidad de factores de los que todavía no comprendemos bien sus relaciones de interacción, pero ya pueden observarse, o preverse, algunas afecciones e interacciones que está ocasionando, y seguirá ocasionando, el aumento de la temperatura media global de la atmósfera, en la propia atmósfera, en los océanos, en los casquetes polares y en los continentes (Tabla 4). Hay que considerar además, que todos los procesos están interconectados a nivel global, y que cualquier modificación en alguno de ellos acabará afectando al conjunto, en una cadena de acciones y reacciones que ocasiona un bucle de realimentación que puede ser "positivo" (cuando tiende a acrecentar el sentido de la perturbación inicial), o "negativo" (cuando va en sentido contrario de la perturbación inicial).

Tabla 4. Acciones esperables por el aumento de la temperatura global

Medio	Acciones	Consecuencias
Atmósfera	Aumento de la temperatura media global en la Troposfera	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Incremento en la capacidad de absorción de vapor de agua → aumento de la cantidad de vapor de agua en la atmósfera → aumento del calor latente de vaporización → aumento del calor sensible en los niveles de condensación → aumento de la temperatura media en la Troposfera ✓ Dilatación de la Troposfera y ascenso del nivel de la tropopausa → cambios en los niveles atmosféricos de condensación y la altura a la que pueden desarrollarse las nubes. ✓ Aumento de la nubosidad a nivel global → Incremento del espesor de nubosidad → aumento de las precipitaciones. ✓ Cambios en la circulación general de la atmósfera
Océanos	Aumento de la temperatura superficial del agua	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Alteración de las corrientes marinas superficiales y la corriente termohalina → cambios en las transferencias de calor entre las latitudes ecuatoriales y polares → afección a la temperatura superficial del aire en la troposfera → cambios de temperatura en las costas. ✓ Incremento de la dilatación superficial → subida del nivel del agua por dilatación → afección a las mareas → afección al oleaje → afección a las costas.
	Subida del nivel medio del mar a causa del deshielo	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Incremento del volumen de agua → Inundación de zonas bajas costeras → desaparición de cordones litorales → erosión y desaparición de playas ✓ Aumento del volumen de agua dulce → alteración de las corrientes marinas y de la corriente termohalina → cambios en la distribución del calor a nivel global.
Indlandsis	Reducción superficial de hielo en el Ártico	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Reducción del Albedo → aumento de la radiación solar absorbida → aumento de la temperatura → mayor velocidad del deshielo
	Aumento de la temperatura media por la disminución del albedo	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Disminución en la intensidad del anticiclón polar → contracción del vórtice de circulación circumpolar → desplazamiento hacia el norte de la circulación general del oeste → ascenso de la zona de altas presiones subtropicales
Continentes	Aumento de temperatura media en la Troposfera y aumento o	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Migración en altitud de los pisos bioclimáticos y migración en latitud de las zonas de vegetación y clima → cambios en los ecosistemas terrestres → migración de especies vegetales y animales → cambios en las relaciones agua-planta-suelo → cambios en los

	disminución de las lluvias	<p>procesos edáficos → cambios en los procesos de erosión del suelo.</p> <p>✓ Cambios en la distribución y frecuencia de las precipitaciones → más precipitaciones en latitudes tropicales y altas → menos precipitaciones en latitudes medias, sobre todo en latitudes mediterráneas.</p>
	Deshielo del permafrost	<p>✓ Liberación de gases de efecto invernadero [Dióxido de carbono (CO₂) y Metano (CH₄)] → aumento del efecto invernadero → aumento de la temperatura media global en la Troposfera.</p> <p>✓ Liberación de patógenos (virus, bacterias) desconocidos para el sistema inmune humano → proliferación de nuevas enfermedades infecciosas que pueden causar pandemias.</p> <p>✓ Aumento de áreas pantanosas e incremento de los procesos de erosión.</p>
	Subida del nivel del mar	<p>✓ Inundación de zonas costeras bajas (estuarios, deltas, marismas, playas) → afección a las economías ligadas a estos ambientes (turismo, pesca, salinas)</p> <p>✓ Cambios en el perfil de equilibrio de las redes de drenaje a consecuencia de la subida del nivel de desagüe (subida del nivel del mar) → reactivación de procesos erosivos en las cuencas vertientes → cambios en los procesos de erosión y sedimentación → cambios en los balances de los gases de efecto invernadero entre suelo y atmósfera.</p>
	Circulación General del la Atmósfera	<p>✓ Cambios en los patrones de distribución de precipitaciones, vientos y temperaturas → aumento o disminución de la aridez → cambios en los ecosistemas terrestres → aumento o disminución de la erosión del suelo.</p>

Fuente: Elaboración propia.

3.3.2. Efectos del calentamiento global en el área mediterránea

El mar Mediterráneo constituye una de las 200 regiones con mayor biodiversidad del mundo (Olson y Dinerstein, 1998). La diversidad del Mediterráneo incluye más de 10.000 especies marinas, de las cuales más de 2.000 son endémicas (Bazairi et al., 2010, Coll et al., 2010), alrededor de 25.000 especies vegetales son nativas de las que el 60% de ellas son endémicas (Marignani et al., 2017). A pesar de la histórica presión antrópica que ha sufrido, la cuenca está reconocida como uno de los 34 puntos calientes de biodiversidad del planeta (Myers et al., 2000). Por otro lado, la costa mediterránea es una de

las áreas más pobladas del planeta y desde mediados del siglo XX, también una de las áreas de mayor presión turística (Plan Bleu 2012).

El deshielo ártico y sus efectos en la región mediterránea.

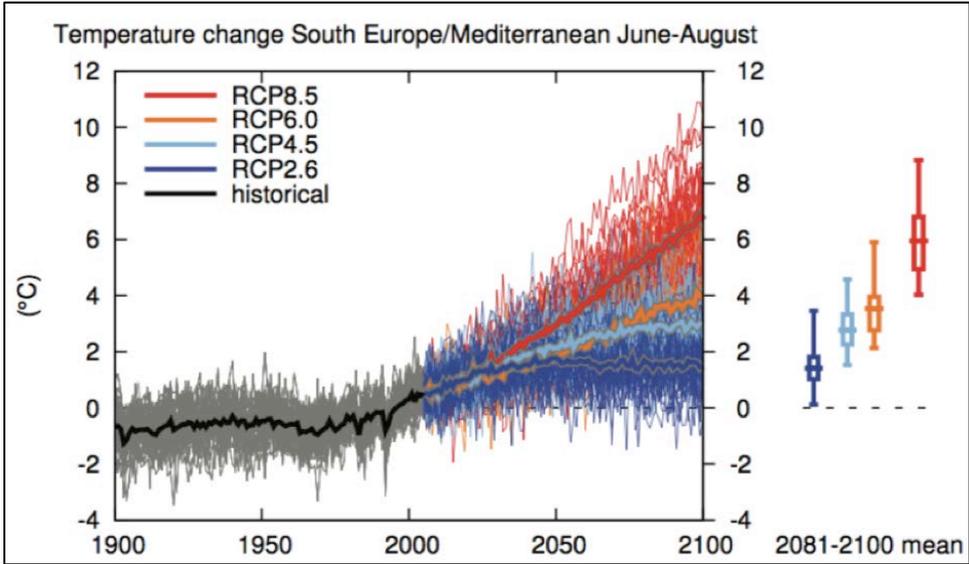
El espesor, pero sobre todo la extensión de hielo en el ártico, está directamente relacionado con la potencia del anticiclón polar, causado por la contracción de la atmósfera fría. Y las variaciones de intensidad del anticiclón polar son las responsables de la expansión o contracción de la circulación atmosférica circumpolar o "Vórtice circumpolar". Al sur del vórtice se sitúa un cinturón de células anticiclónicas subtropicales cálidas, y entre ambas regiones anticiclónicas (una fría y otra cálida), se genera una banda de bajas presiones (borrascas) asociadas que son las responsables de las precipitaciones en toda la zona templada del planeta. Esta zona de borrascas asociadas a la frontera entre el aire cálido subtropical y el aire frío polar, denominada "Frente polar", se desplaza hacia el sur en invierno (cuando aumenta la intensidad del anticiclón polar) y hacia el norte en verano (cuando disminuye la intensidad del anticiclón polar).

Este recorrido de expansión-contracción, se realiza en una banda zonal comprendida, *grosso modo*, (con variaciones derivadas de su ondulación) entre los 30° y 40 ° N y S. Esta es la banda zonal en la que se circunscribe el área mediterránea, en fachada occidental de los continentes, que es la que queda situada a barlovento de la circulación del oeste, asociada al vórtice circumpolar y, en consecuencia, afectada por masas de aire marítimas cargadas de humedad. En esta situación latitudinal, la región mediterránea se ve afectada por las borrascas asociadas al frente polar en invierno y por las altas presiones subtropicales en verano, generando un tipo de clima caracterizado por precipitaciones otoñales, invernales y primaverales, con temperaturas suaves. Y por tiempo seco, soleado y con temperaturas elevadas en verano.

El calentamiento global está causando en el Ártico la reducción de la extensión y espesor del hielo, no sólo estival, sino también invernal. Y esto está provocando la contracción gradual de la circulación del Vórtice circumpolar, que implica, a su vez, un desplazamiento hacia latitudes más altas de los anticiclones subtropicales (en el caso del Mediterráneo de la célula anticiclónica de las Azores). Provocando una ampliación hacia la primavera y el otoño de las condiciones de sequía y temperaturas elevadas típicas del Mediterráneo en la estación estival.

Algunos modelos ya ponen de manifiesto un aumento de la temperatura excepcionalmente alto en comparación con la media europea y mundial (Figura 16), del orden de 2 a 6,5 °C para finales de siglo (Satta et al., 2017; IPCC, 2014).

Figura 16. Cambios en las temperaturas en el Mediterráneo según cuatro escenarios RCP



Fuente: IPCC (2014).

Y se espera que esto vaya acompañado de una disminución de las precipitaciones medias anuales de entre un 10% y un 20%, con reducción en el número de episodios de precipitación, pero con un aumento de su intensidad. Especialmente en verano.

El aumento de temperatura en la atmósfera afecta ya, y seguirá afectando cada vez con más intensidad, a la temperatura del agua del mar, tanto en superficie como en capas más profundas, provocando una tropicalización del Mediterráneo que acarreará mayor evaporación y, en consecuencia, mayor capacidad de alimentación de las Depresiones a Niveles Altos (DANAS) que verán aumentada su virulencia.

El aumento de temperatura del agua, implica un aumento de la dilatación y en consecuencia una subida de nivel que se sumará a la subida causada por el deshielo en el Ártico, incrementando la erosión costera por causas antrópicas de la que ya se ha hablado en el apartado 4.2.

Para 2050 se prevé un aumento del nivel general del mar Mediterráneo de entre 7 y 12 cm en comparación con las décadas pasadas (Gualdi et al., 2013), y el aumento del mar será mayor en las costas del este y el sur del Mediterráneo.

Las proyecciones presentadas por el Quinto Informe de Evaluación (AR5), consideran un escenario de emisiones muy elevadas y predicen una subida del

nivel del mar global de 0,52-0,98 m para finales de este siglo. Los escenarios de *Representative Concentration Pathway* (RCP) se basan en la variación de concentración de gases de efecto invernadero (IPCC et al., 2014). Aunque hay otros estudios que predicen un SLR mayor, como el de Vermeer y Rahmstorf (2009), que utilizaron un método semiempírico que relaciona los cambios de temperatura con la subida del nivel del mar y cuyo resultado es una subida global proyectada de 0,75-1,9 m, que es significativamente mayor que las proyecciones del AR5 del IPCC.

En cualquier caso, incluso en el escenario más optimista de una subida de sólo 0,5 m, el aumento en la altura de la inundación supondrá un retroceso de la línea de costa arenosa, que será tanto mayor cuanto más desequilibrada, en su balance de sedimentos, se encuentre esta a causa de las obras litorales que ya han provocado, y siguen provocando, un severo retroceso como los comentados en el apartado 4.2.

No obstante, hay otros efectos del calentamiento global que ya están causando un grave problema de erosión de las costas arenosas, como el aumento en el número y la intensidad de los temporales (Dawahidi et al., 2019). Cid et al. (2015) expone una tendencia de aumento en la duración de estos eventos de 0,5 y 1,5 horas al año en algunas zonas del Mediterráneo. A este efecto se pueden sumar otros, como los derivados de la reducción de la hidrología superficial, a causa de la reducción de las precipitaciones y el aumento de las extracciones y la regulación mediante embalses, necesarias para satisfacer la demanda creciente de agua y la reforestación en las cuencas vertientes (las ya realizadas y las que puedan realizarse con el objetivo de reducir los efectos de la desertificación que se prevé), que implicará una todavía mayor reducción de sedimentos transportados por ríos y ramblas y, en consecuencia, un incremento del desequilibrio del balance sedimentario en las costas arenosas.

De hecho, en el área mediterránea española, se han descrito incrementos de la erosión y retrocesos de playas a causa de la reducción de estos aportes (Sánchez-Arcilla et al. 1998, Espinosa Montero, y Rodríguez Santalla, 2009, Belmonte Serrato et al., 2013; Del Río Anguita, y Málvarez, 2017).

Consecuencias de la Tormenta Gloria en la playa y dunas de La Llana (Murcia)

La Tormenta Gloria fue identificada en su origen como un ciclón extratropical originado en el Noroeste del Pacífico el 15 de enero de 2020. Este sistema atravesó EEUU y Canadá y pasó al Atlántico, reactivándose, y alcanzando la Península Ibérica el 18 de enero, siendo nombrado como Gloria por la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET, 2020). Por el norte y centro de España pasó como un frente relativamente débil, pero al entrar en el Mediterráneo se

intensificó considerablemente, causando daños muy importantes en el sureste peninsular y las islas Baleares entre los días 19 y 25 de enero de 2020, con importantes precipitaciones que superaron los 300 mm en 7 estaciones, de las cuales una (Barx, en Valencia, alcanzó 433 mm, en aproximadamente 5 días y en algunos casos con intensidades elevadas como los 21 mm en una hora en el aeropuerto de Málaga (AEMET, 2020.)

Pero, aparte de las importantes precipitaciones, esta tormenta, con rachas de viento que superaron los 100 Km/h, ocasionó un temporal marítimo que registró récords de altura de olas, como los 8,44 m de altura de ola significativa (que indica la media aritmética del tercio con mayor altura de olas registradas (H1/3)) que registró el día 20 de enero la boya de Valencia, muy lejos de los 6,45 m de su máximo registro anterior, y que superó el record anterior de 8,15 m de la Boya de Mahón registrados en 2003. Ese mismo día, la boya de la isla de Sa Dragonera (Baleares), también marcó otro máximo histórico con 7,97 m, superando su record anterior de 6,33 m de enero de 2017. Esa boya también registró una altura máxima de ola de 14,2 m (AEMET, 2020).

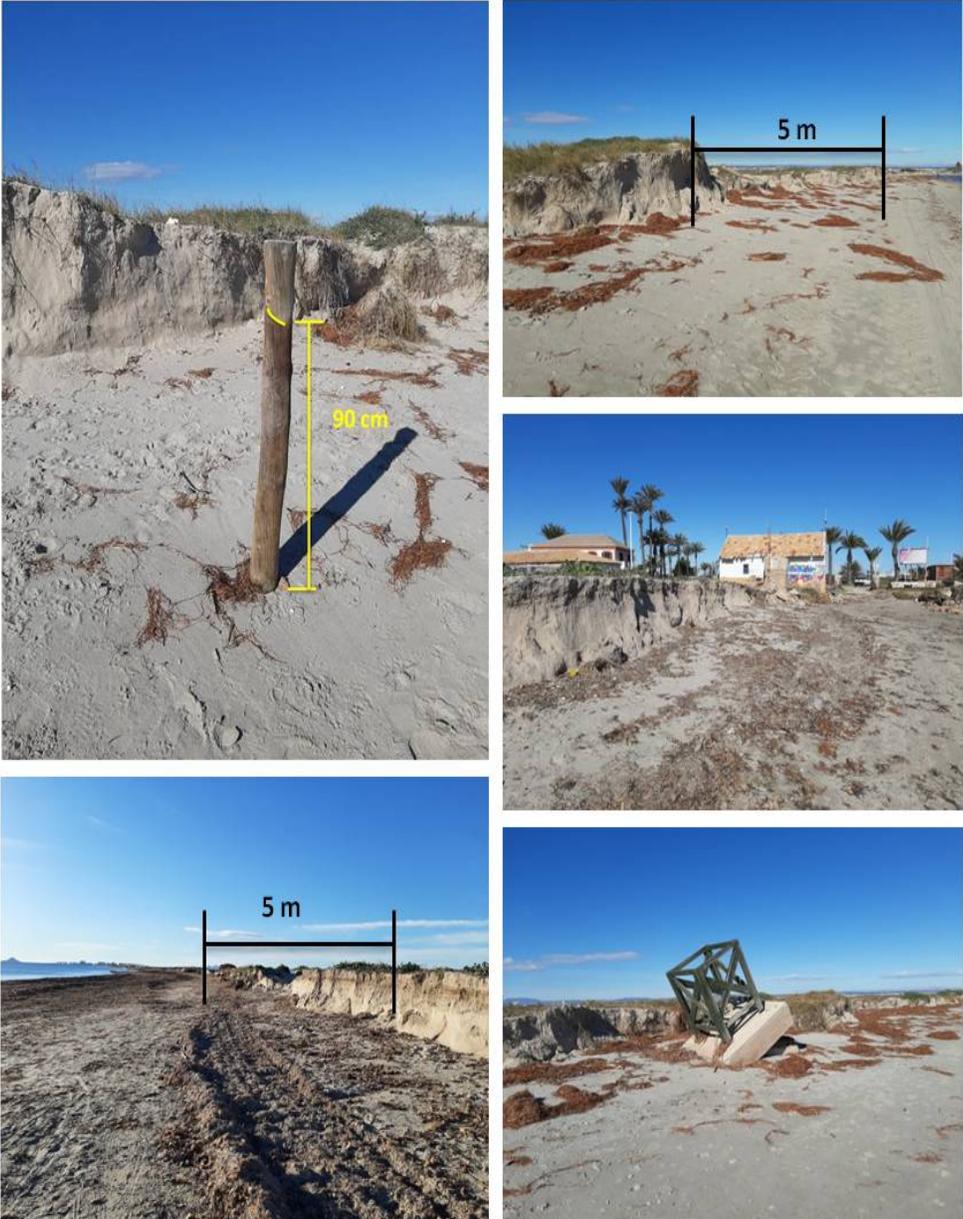
A todo esto se sumó el ascenso del nivel del mar debido a la baja presión, que alcanzó un mínimo de 979 milibares (mb).

Ambas circunstancias, causaron una intensa erosión en toda la costa mediterránea, ocasionando retrocesos de playa muy importantes y cuantiosos daños en paseos marítimos e infraestructuras costeras.

En el frente mediterráneo del Parque Regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar (Murcia). Playas de Las salinas, La Llana y Punta de Algas, así como el cordón dunar asociado que separa el Mediterráneo de la laguna del Mar Menor en su extremo NE, en dónde se encuentran situadas las salinas, sufrieron un importante retroceso de hasta 5 m en algunos puntos, con pérdidas de arena de duna de hasta 1,5 m de altura (Figura 17).

Incluso, en las zonas más debilitadas del cordón dunar, las que se encuentran más erosionadas a consecuencia de la pérdida de vegetación, que es la causa fundamental por la que se produce la degradación dunar, y, a su vez, ocasionada por el pisoteo de los bañistas que acuden a estas playas en temporada estival, el oleaje atravesó la barra arenosa llegando a alcanzar, e inundar, estanques salineros (Figura 18), con la consiguiente pérdida de productividad en la producción de sal, muy vinculada al correcto funcionamiento de la circulación del agua entre los estanques salineros, en cuanto a temperatura y concentración. De hecho, la producción de sal en la cosecha de finales de 2020 tuvo un rendimiento de 604 t/h frente a las 788 t/ha de la cosecha de 2019. Y, aunque hay otros factores que influyen en el rendimiento de la producción, la inundación de algunos estanques salineros y la rotura de otros a consecuencia de la tormenta, influyeron de forma muy significativa en el rendimiento final.

Figura 17. Efectos de la Tormenta Gloria en la playa de La Llana y su cordón dunar.



Fuente: Elaboración propia. Fotos de F. Belmonte-Serrato)

Figura 18. Efectos de la Tormenta Gloria en la playa y dunas de La Llana

Fuente: Elaboración propia a partir de imagen de Google Maps y foto de F. Belmonte-Serrato)

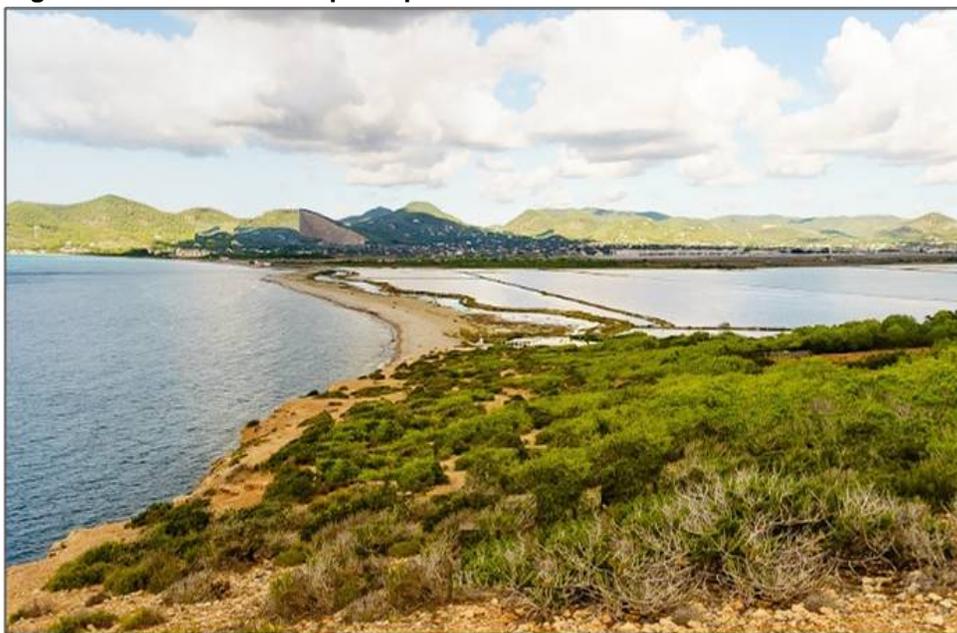
3.4. Las salinas costeras en el Mediterráneo

Las salinas costeras suelen estar ubicadas en humedales costeros, es decir en áreas en las que el agua cubre el suelo de manera permanente o temporal, entre los que se incluyen una gran variedad de ecosistemas como lagunas, estuarios y deltas (Medwet, 2022). Son áreas muy cercanas a la línea de costa y, con frecuencia, separados de esta por cordones litorales (Figura 19) que, en algunos casos, albergan ecosistemas de dunas costeras con una elevada biodiversidad, como los que separan el Mediterráneo de las salinas de San Pedro del Pinatar. En consecuencia, son espacios litorales llanos, muy poco elevados

del nivel medio del mar, y fácilmente inundables. No en vano, la facilidad de inundación controlada de los estanques salineros, es decir, con una mínima necesidad de bombeo de agua, es un requisito casi indispensable para la rentabilidad de la producción salinera.

En el Mediterráneo, debido a la variabilidad climática, los humedales costeros se encuentran en entornos muy diversos: desde grandes deltas, marismas y lagunas, en la ribera norte, hasta saladares y marismas estacionales en la ribera sur. Y, en general, debido a la intensidad de uso al que han sido sometidos, se encuentran bastante degradados, llegando a haber desaparecido en muchos casos.

Figura 19. Cordón litoral que separa el Mediterráneo de las salinas de Ibiza.



Fuente: Google Earth

Por ello, y debido a su alto valor ecológico, en la ribera norte del Mediterráneo, la Unión Europea desarrolló una amplia legislación en base a distintas figuras de protección para este tipo de habitats, en las que han sido incluidos, progresivamente, prácticamente todos los humedales costeros y las explotaciones salineras asociadas a ellos. En la Tabla 4 se relacionan 12 humedales en los que hay explotaciones salineras, que albergan en este momento un total de 30 figuras de protección incluidas en alguna de las redes europeas e internacionales de espacios protegidos, como la **Red Natura 2000** (Red de áreas de conservación de la biodiversidad de la Unión Europea, de la

que derivan los Lugares de Importancia Comunitaria (LIC), figura de protección temporal que pasaran a ser Zonas Especiales de Conservación (ZEC y las Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPAS); las **ZEPIM** (*Zonas Especialmente Protegidas de Importancia para el Mediterráneo*) y el **Convenio Ramsar** de protección de los humedales de importancia internacional, especialmente como hábitat de aves acuáticas.

Tabla 4. Figuras de protección asociadas a las salinas costeras

ID	PAÍS	NOMBRE	Red Natura 2000	ZEPIM	Lista Ramsar
1	España	Salinas de San Pedro del Pinatar	LIC ZEC ZEPa	Sí	Sí
2	España	Salinas de Torrevieja	ZEPa	No	No
3	España	Salinas de la Trinidad	Propuesta de LIC ZEC ZEPa	No	Sí
4	España	Salinas de Ibiza	LIC ZEC ZEPa	No	Sí
5	Francia	Salin d'Aigues-Mortes	ZEPa	No	No
6	Italia	Salina di Margherita di Savoia	ZEPa	No	No
7	Italia	Saline di Trapani e Paceco	Propuesta de LIC ZEC	No	Sí
8	Eslovenia	Secoveljske soline	ZEPa	No	Sí
9	Croacia	Ston Salt Flats	LIC	No	No
10	Grecia	Missolonghi–Aitoliko Lagoons	LIC ZEC	No	Sí
11	Malta	Is-Salina	LIC ZEC	No	Sí
12	Chipre	Larnaca Salt Flats	LIC ZEC ZEPa	No	No

Fuente: Elaboración propia a partir de European Environmental Agency y el Servicio de Información sobre sitios Ramsar.

3.4.1. Consecuencias del calentamiento global en las salinas costeras y litoral asociado.

La extracción de sal a partir de la evaporación natural de agua salada (sal solar), puede hacerse tanto en salinas de interior, utilizando aguas salobres de cauces naturales, como en las proximidades del mar, mediante la construcción de estanques o balsas, en las que el agua se almacena hasta su evaporación. Pero esta forma de obtención por evaporación natural es muy dependiente del comportamiento de algunas variables climáticas como la temperatura el viento, con la incidencia de ambas en la evaporación, o la precipitación. Y, en consecuencia, las fluctuaciones interanuales de estas variables afectan a la producción de sal (Celdrán Bernabéu y Azorín Molina, 2004; Amoroso Rodríguez, et al. (2017); Apambilla et al., 2019).

Por ello, las salinas costeras, son espacios especialmente amenazados por los cambios derivados del calentamiento global y sus consecuencias, como la subida del nivel del mar (Reed, 1990; Allen, 1995; Luna Guerrero, et. al., 2015), que obligará a ir recreciendo continuamente las motas de separación de los estanques salineros, y también su fondo para poder mantener la altura de agua apropiada para el calentamiento y la cristalización de la sal, y, en muchos casos, también el cordón litoral que separa el mar de las lagunas salineras.

Estos ambientes también se verán afectados por el aumento de las temperaturas, el incremento en la intensidad y frecuencia de los temporales y los cambios estacionales de las precipitaciones.

El aumento de las temperaturas y la reducción de precipitaciones, puede favorecer la producción salinera, pero, al mismo tiempo, la descarga de aguas dulces procedentes del deshielo, disminuirá la concentración de sal en el agua de mar y afectará a la producción, al igual que lo hará el aumento en la frecuencia de episodios extremos de precipitación. Sobre todo, aquellos con ocurrencia en los meses en los que se produce una mayor cristalización de la sal.

AEMET (2020), indica que desde 2019 el área mediterránea española sufre, desde hace varios años, un incremento en la frecuencia e intensidad de temporales categorizados como históricos, al registrarse 3 de ellos en tan solo 9 meses. Así sucede entre el 18 y el 22 de abril de 2019 en el sureste peninsular (zonas costeras de Alicante, Región de Murcia y extremo sur de Valencia), registrando en solo 5 días, 5 veces más lluvia de lo que suele llover en todo un mes de abril típico y el doble de lo que suele llover en primavera. Cinco meses más tarde, entre el 11 y el 15 de septiembre, se produce otro episodio de lluvias torrenciales que ocasiona en la Región de Murcia, los mayores registros de los últimos 50 años, en extensión, intensidad y persistencia y en la comarca alicantina de la Vega Baja, el de mayor precipitación acumulada en el promedio comarcal de todos los conocidos, al menos desde 1879, con un 39% más de

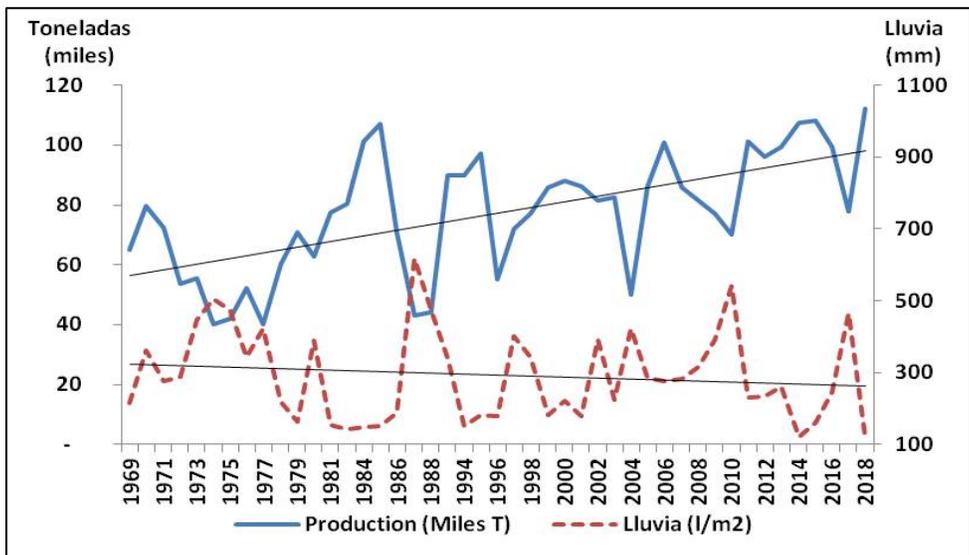
precipitación que el siguiente en volumen, que fue el de noviembre de 1987. Y, como ya se ha comentado, en enero de 2020, alcanzó las costas mediterráneas la Tormenta Gloria, que batió de nuevo todos los registros de precipitación, tanto en volumen como en intensidad.

Influencia de la temperatura, la precipitación y los episodios extremos en la producción de sal en las Salinas de San Pedro del Pinatar.

Las salinas de San Pedro del Pinatar, explotadas desde 1920 por la empresa Salinera Española. S.A., conserva registros fiables de producción de sal desde 1969, tras las mejoras en la mecanización de los procesos de producción y extracción, que incrementaron el volumen de producción y mejoraron sensiblemente la calidad de la sal (Ballesteros Pelegrín y Fernández Ramos, 2013). Esto ha permitido realizar un análisis preliminar de la influencia de las variables de precipitación y temperatura en la producción bruta de sal y el rendimiento por hectárea.

En la figura 20, se ha representado la evolución de la producción anual de sal, en miles de toneladas, desde 1969 a 2018 (línea continua) y la evolución de la precipitación anual en mm (línea discontinua). Se observa que, en tanto que la precipitación anual sigue una línea descendente desde una media de unos 320 mm a una media de 280 mm, la producción anual de sal mantiene una línea ascendente desde una media de unas 60.000 toneladas a algo más de 90.000 toneladas.

Figura 20. Producción anual de sal y precipitación entre 1969 y 2018.

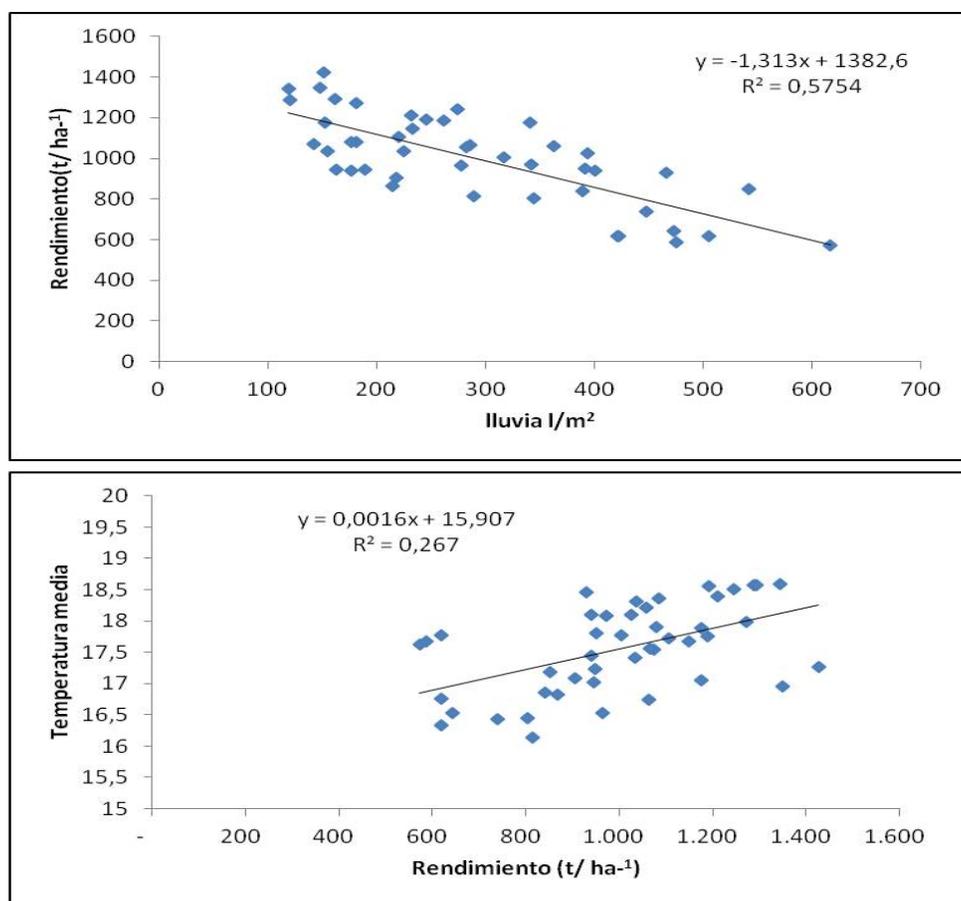


Fuente: Elaboración propia a partir de datos de Salinera Española, S.A. y AEMET.

Aunque hay que tener en cuenta otros factores; en esta evolución ya se aprecia, en líneas generales, una cierta relación entre el descenso de las precipitaciones y la producción anual de sal. Relación que se manifiesta, mucho más claramente, si se observa la coincidencia entre los picos de precipitación por encima de la tendencia general y los picos de producción de sal por debajo de la tendencia general.

Para tratar de disminuir el efecto de las pequeñas variaciones anuales en la superficie de producción (estanques cristalizadores), debido a roturas, vaciado para limpieza, reparaciones etc. se ha obtenido el rendimiento por hectárea en toda la serie y se ha realizado un análisis de correlación con la precipitación anual y con la temperatura media anual (Figura 21).

Figura 21. Rendimiento en la producción de sal (t/ha) y la precipitación anual (gráfico superior) y la temperatura media anual (gráfico inferior)



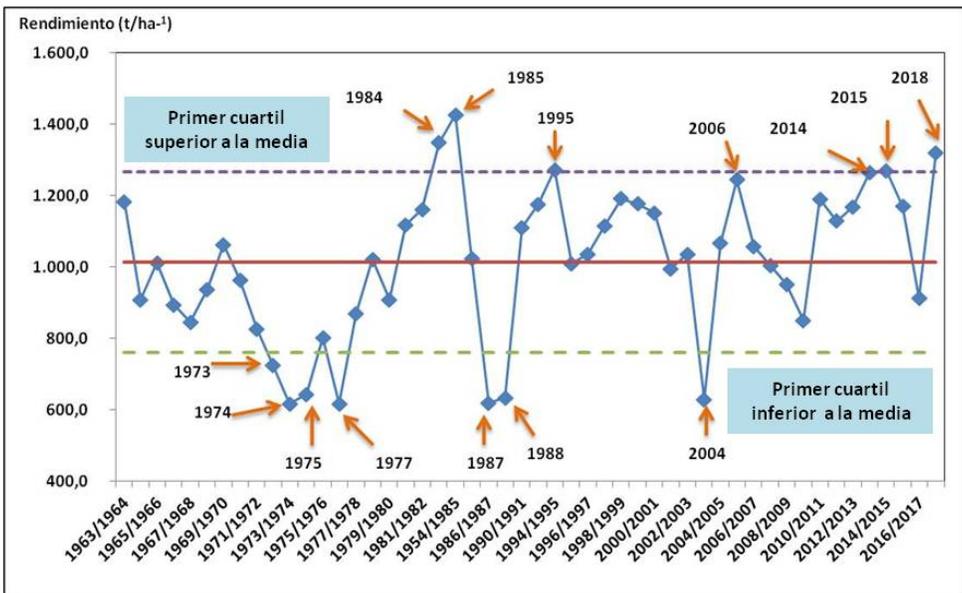
Fuente: Elaboración propia a partir de datos de Salinera Española, S.A. y AEMET.

El resultado es que se aprecia claramente una correlación entre la producción de sal en t/ha (rendimiento) y la precipitación anual, con un coeficiente de correlación R^2 de 0,58. Con la temperatura media anual, en cambio, aunque se aprecia cierta relación, no es tan clara y el coeficiente de correlación R^2 es de sólo 0,27.

No obstante, se observa una amplia variabilidad interanual del rendimiento que va desde las 617,4 t/ha a las 1.426,7 t/ha. Siendo la media aritmética 1.013,5 t/ha.

En la figura 22 se ha representado la evolución del rendimiento anual desde 1964 a 2018. Indicando la media aritmética (línea continua) y marcando los años en los que el rendimiento ha sido igual o superior al 125% de la media aritmética (marcado por la línea discontinua superior) y los años en los que el rendimiento ha sido inferior o igual al 75% de la media aritmética (marcado por la línea discontinua inferior). Ha habido 7 años: 1984, 1985, 1995, 2006, 2014, 2015 y 2018, en los que el rendimiento medio igualó o superó en un 125% el rendimiento medio. Y otros 7 años: 1973, 1974, 1975, 1987, 1988 y 2004, en los que el rendimiento fue igual o inferior al 75% del rendimiento medio.

Figura 22. Evolución del rendimiento en la producción de sal (t/ha), con indicación de los años en los que y la precipitación anual (gráfico superior) y la temperatura media anual (gráfico inferior)



Fuente: Elaboración propia a partir de datos de Salinera Española, S.A. y AEMET.

En la tabla 5 se muestra la precipitación anual, máxima mensual, meses en los que se produjo esa máxima y rendimiento, de los años en los que el rendimiento fue igual o inferior al 75% del rendimiento medio (mitad superior de la tabla) y los años en los que el rendimiento medio igualó o superó en un 125% el rendimiento medio (mitad inferior de la tabla).

Tabla 5. Volumen de precipitación anual, máxima mensual y mes de ocurrencia de la máxima, en los años con un rendimiento inferior o igual al 75% del rendimiento medio y los años en los que el rendimiento iguala o supera el 125% del rendimiento medio.

Años	Precipitación anual (mm)	Precipitación máxima mensual (mm)	Mes de precipitación máxima	Rendimiento (t/ha)
Años con rendimientos \leq al 75% del rendimiento medio (1013 t/ha)				
1973	521,4	275,4	OCT	724,3
1974	555,8	144,8	DIC	617,4
1975	489,3	254,9	OCT	643,5
1977	475,9	94,4	DIC	617,5
1987	511,4	212,3	OCT	620,1
1988	554,6	275,6	NOV	634,6
2004	442,1	131,6	ABR	628,6
Años con rendimientos \geq al 125% del rendimiento medio (1013 t/ha)				
1984	155,9	60,3	NOV	1.348,0
1985	180,0	80,1	FEB	1.426,7
1995	196,0	99,7	SEP	1.272,7
2006	274,5	60,6	ENR	1.244,1
2014	139,7	61,1	SEP	1.263,8
2015	180,6	89,5	OCT	1.270,1
2018	114,4	35,6	ENR	1.320,0

Fuente: Elaboración propia a partir de datos de Salinera Española, S.A. y AEMET.

La precipitación media de la serie es de 300,2 mm, y la precipitación media de las máximas mensuales de 110,6 mm. En los años en los que el rendimiento ha sido igual o inferior al 75% del rendimiento medio, la precipitación media anual

de esos años ha sido de 507 mm (un 169% superior a la media de la serie), oscilando en esos siete años entre un 147% y un 185% superior a la media de la serie. La media de precipitación máxima mensual en esos siete años ha sido de 198,4 mm (un 180% superior a la media de las precipitaciones máximas mensuales de la serie), oscilando entre un 86% y un 250% superior a la media de la precipitación máxima mensual.

Por su parte, en los años en los que el rendimiento ha sido superior al 125% del rendimiento medio, la precipitación media anual de los siete años ha sido de 177.3 mm (el 59% de la precipitación media de la serie), oscilando entre un 38% y un 90% de la precipitación media anual de la serie. En tanto que la precipitación media máxima mensual de los siete años ha sido de 69,6 mm (el 63% de la media máxima mensual de la serie), oscilando entre el 11,6% y un 91% de la media de las máximas mensuales de la serie.

Las precipitaciones máximas mensuales más elevadas en esos siete años, se han producido en los meses de octubre (3), noviembre (1), diciembre (2) y abril (1). En tanto que las máximas más bajas en esos siete años se han producido en septiembre (2), octubre (1), noviembre (1), enero (2) y febrero (1).

Para entender la importancia de la época de ocurrencia de las máximas mensuales hay que señalar que el calendario de la producción salinera se inicia aproximadamente en diciembre, con la inundación de los estanques salineros, y se cosecha, por término medio entre finales de octubre y finales de noviembre. De modo que la ocurrencia de lluvias abundantes (que implica una bajada en la concentración de sal) a lo largo del año, pero, sobre todo, en los meses de septiembre, octubre y noviembre, cuando los estanques cristalizadores se encuentran en el proceso final de cristalización, puede perjudicar en gran medida el rendimiento, como se aprecia en los datos aportados.

En cualquier caso, esto es sólo un sencillo análisis preliminar, que tiene por objetivo poner de manifiesto la influencia de algunos factores climáticos, como la precipitación anual o las máximas mensuales, en la producción de sal, y cómo esta pueden verse afectada por los cambios derivados del calentamiento global. Pero es necesario, no obstante, realizar un análisis estadístico multivariable que integre el mayor número de parámetros que intervienen en el proceso, como precipitación, intensidad y frecuencia de los episodios de precipitación, temperatura y evaporación.

3.5. Conclusiones

Los procesos costeros son procesos geodinámicos en equilibrio transitorio. Es decir, en un equilibrio sustentado en el comportamiento actual de los factores geológicos y climáticos que intervienen en dichos procesos.

En este sentido, el estado actual de las costas es un estado cambiante en el tiempo a escala geológica. Por ello, es un estado "transitorio". Los cambios a escala geológica son lentos, porque lentos son también los procesos que actúan

a esa escala. De modo que el estado de las costas puede ir reequilibrándose de forma continua pero pausada.

El problema surge cuando, los procesos continentales que afectan a las costas como los oceánicos, se aceleran y se desequilibran. Lo que está ocurriendo por la acción humana.

La acción humana ha contribuido, de manera muy notable, al estado actual de las costas por diferentes causas, entre otras, al modificar la entrada de material procedente de los ríos, debido a la construcción de presas, embalses y diques, e interrumpir y modificar la dinámica de deriva litoral por la construcción de diferentes infraestructuras en la costa, como puertos y diques.

Los principales valores de las zonas litorales incluyen la peculiaridad y escasez de determinadas unidades de alto interés ecológico (dunas o marismas), así como otros recursos muy importantes para otros sectores económicos como es el turismo. Los campos de dunas han experimentado, en algunos casos, una remoción total por explotaciones de arena y, otros casos, han sido destruidos por construcciones ubicadas sobre los mismos. La eliminación del papel de intercambio de las dunas con las playas junto con la regulación de las cuencas fluviales, que ha reducido de forma notable el aporte de sedimentos y la construcción de distintas infraestructuras litorales, son las principales causas de inestabilidad de los litorales de materiales no consolidados, especialmente en el Mediterráneo. Por otro lado, la gran ocupación urbanística de la franja costera, en especial los cordones arenosos parcialmente consolidados de las costas bajas (como son el caso de Guardamar del Segura a Torrevieja en Alicante y la Manga del Mar Menor en Murcia), ocasiona un aumento de la subsidencia debido a la sobrecarga. En las costas bajas de Málaga y Almería los problemas vienen por la ocupación de las llanuras aluviales costeras naturales por cultivos de invernadero, con la consiguiente removilización de los suelos naturales y la sobreexplotación de los acuíferos que desencadena su salinización (Cendrero et al. 2005)

Si a todo esto le sumamos los previsibles impactos del cambio climático, por la subida del mar, resulta imprescindible realizar actuaciones para la protección de valores y recursos naturales y humanos, mediante una ordenación rigurosa del territorio, que implicaría aplicar, en unos casos, estrategias de abandono y, en otros, de retroceso o de protección.

3.6. Referencias

AEMET (2020). La borrasca "Gloria" es el tercer temporal mediterráneo en nueve meses que bate récords históricos. Consultado el 19/02/2022 en: http://www.aemet.es/es/noticias/2020/01/Tres_temporales_mediterraneos_en_nueve_meses.

- Allen, J.R.L., 1995. Salt-marsh growth and fluctuating sealevel: implications of a simulation model for Flandrian coastal stratigraphy and peat-based sea-level curves. *Sed.Geol.* 100, 21–45.
- Amoroso Rodríguez, L., Delisle Ybonet, P. y Quesada, E. (2017). Modelo de pronóstico para la producción de sal. *Ciencia y Tecnología: Revista de la Universidad de Costa Rica*, Vol. 33, 1, 18-25.
- Apambilla, A. R., Owusu, H. E., Kyeremanten, A. R. (2019). Impacts o climate variability on salt production in Ghana: case of Songor Salt Proyect. *Journal of Sustainable Development*; Vol. 12, (1), 1-9. Consultado en: https://www.researchgate.net/publication/330763354_Impacts_of_Climate_Variability_on_Salt_Production_in_Ghana_Case_of_Songor_Salt_Project
- Avendaño, C. (2002). Situación de los embalses españoles. *Jornadas SEPREM sobre Sedimentación en embalses*, pp. 17-32.
- (10) (PDF) Seasonal dynamics of phytoplankton community in a tropical wetland. Available from: https://www.researchgate.net/publication/268790987_Seasonal_dynamics_of_phytoplankton_community_in_a_tropical_wetland [accessed Feb 24 2022].
- Ballesteros Pelegrín, G. (2013): [Aspectos económicos, sociales y ambientales relacionados con la gestión y conservación del parque regional de las salinas y arenas de San Pedro del Pinatar](#). Tesis doctoral. Universidad de Murcia.
- Ballesteros Pelegrín, G. y Fernández Ramos, J. F. (2013). La explotación industrial de las salinas de San Pedro del Pinatar (Murcia). *Papeles de Geografía*, vol. 57-58, 55-68
- Batalla, R. (2003): "Sediment deficit in rivers caused by dams and in stream gravel mining. A review with examples from NE Spain". *Cuaternario y Geomorfología* 17 (3-4), 79-91.
- Bazairi, H., Ben, Haj S., Boero, F., Cebrian, D., De Juan, S., Limam, A., Lleonart, J., Torchia, G., Rais, C. (Eds.), 2010. *The Mediterranean Sea Biodiversity: State of the Ecosystems, Pressures, Impacts and Future Priorities*. RAC/SPA, Tunis.
- Belmonte-Serrato, F.; Romero Díaz, A. Y Ruíz Sinoga, J.D. (2013). Retroceso de la línea de costa en playas del sur de la Región de Murcia. *Scripta Nova*, Vol. XVII (43) [Retroceso de la línea de costa en playas del sur de la Región de Murcia \(ub.edu\)](#)
- Benavente, J., Del Río, L., Anfuso, G., Gracia, F.J. and Reyes, J.L. (2002). Utility of Morphodynamic Characterisation in the Prediction of Beach Damage by Storms. *Journal of Coastal Research*, Special Issue 36, 56- 64.
- Boak, E.H. y I.L. Turner. (2005). Shoreline Definition and Detection: A Review. *Journal of Coastal Research*, 21(4): 688–703

- Bricio L., Negro V., Díez J.J., López J.S. (2010). "Diseño funcional y ambiental de diques exentos de baja cota de coronación". *Revista de Ingeniería Civil* 158, 53-61.
- Capel Molina, J.J. (1987). "Inundaciones y avenidas de los ríos del Sureste español". *Papeles de Geografía* 13, 75-86.
- Carmona González, P. y Ruíz Pérez, JM (2000). "Las inundaciones de los ríos Júcar y Turia". *Serie Geográfica* 9, 49-69.
- Casamor, J.L. y Calafat, A. (2018). "El problema del aterramiento de embalses y el cálculo de las reservas hidráulicas". *Tierra y Tecnología* 52.
- Castejón Porcel, G. y Romero Díaz, A. (2014). "Inundaciones en la Región de Murcia en los inicios del siglo XXI". Biblioteca 3W. Revista Bibliográfica de Geografía y Ciencias Sociales 19 (1102). <http://www.ub.es/geocrit/b3w-1102.htm>
- CEDEX (2021): Plan para la protección del delta del Ebro. Ministerio de Transportes, movilidad y agenda urbana. 648 pp.
- Celdrán Bernabéu, M.A., Azorín Molina, C. (2004). La explotación industrial de las salinas de Torreveja (Alicante). *Investigaciones Geográficas*, 35, 105-132.
- Cid A., Menéndez, M., Castanedo, S., Abascal, A.J., Méndez, F.J., Medina, R. (2015). Long-term changes in the frequency, intensity and duration of extreme storm surge events in southern Europe. *Climate Dynamics*, 46(5) DOI: 10.1007/s00382-015-2659-1
- Cobo, R. (2008). "Los sedimentos de los embalses españoles". *Ingeniería del Agua*, 15 (4): 231-241
- Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Lasram, F.B.R., Aguzzi, J., Ballesteros, E., Bianchi, C.N., Corbera, J., (2010). The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns, and threats. *PLoS One* 5 (8), e11842.
- Coastal Engineering Research Center (1984). Shore Protection Manual (SPM). USACE, U.S. Army Coastal Engineering Research Center.
- Dawahidi, T., Ibarra Marinas, A.D., Gomariz-Castillo, F. (2019). Estimación de la subida del nivel del mar por efecto del Cambio Climático mediante datos de mareógrafos y la serie de satélite *Anales de Geografía de la Universidad Complutense* 39(1):39-58.
- Espinosa Montero, V., Rodríguez Santalla, I. (2009). Evolución costera del tramo comprendido entre San Juan de los Terreros y playas de Vera (Almería). *Revista de la Sociedad Geológica de España*, 22 (1-2), 3-12.
- Gil-Guirado, S., Pérez-Morales, A., López-Martínez, F. (2019). "Base de datos SMC-Inundaciones: base de datos de prensa de alta resolución sobre casos de inundaciones en la costa mediterránea española (1960–2015)". *Riesgos naturales y ciencias del sistema terrestre* 19 (9), 1955-1971. <https://doi.org/10.5194/nhess-19-1955-2019>, 2019.

- Google Maps (2022). <https://www.google.com/maps/place/Murcia/@37.5592308,-1.2949458,771m/data=!3m1!1e3!4m5!3m4!1s0xd6381f8d5928c7f:0xd627129b38c4ab9a!8m2!3d37.9922399!4d-1.130654>
- Greenpeace (2002): Destrucción a toda costa 2002. Informe sobre el estado del litoral. <Http://www.greenpeace.es>. Consulta 10 de enero de 2022.
- Gualdi, S., y coautores, (2013). The CIRCE simulations: Regional climate change projections with realistic representation of the Mediterranean Sea. *Bull. Amer. Meteor. Soc.*, 94, 65–81
- Guillén, J., Díaz, J.I. y Palanques, A. (1992). "Cuantificación y evolución durante el siglo XX de los aportes de sedimento transportado como carga de fondo por el río Ebro al medio marino". *Rev. Soc. Geol. España*, 5 (1-2), 27-37.
- Guisado-Pintado, E. y G. Malvárez, G. (2015). El rol de las tormentas en la evolución morfodinámica del Delta del río Vélez: Costa del Sol, Málaga. *Geo-Temas*, 15, 189-192
- Ibarra Marinas, A.D., Belmonte Serrato, F., Rubio Iborra, J. (2017). El impacto territorial del uso agrícola y turístico del litoral: evolución de los cambios de uso del suelo en las cuencas litorales del sur de la Región de Murcia (1956-2013). *Boletín De La Asociación De Geógrafos Españoles*, 73, pp. 519-521. <https://doi.org/10.21138/bage.2419>
- Ibarra Marinas, D. (2016). Análisis y evolución de las playas de la Región de Murcia (1956-2013). Tesis Doctoral Universidad de Murcia. 343 pp.
- Ibarra Marinas, D. y Belmonte Serrato, F. (2017). "Comprendiendo el litoral: Dinámica y procesos". Editum (Ediciones de la Universidad de Murcia), 66 pp.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2014). Climate change 2014: mitigation of climate change. O Edenhofer, R. Pichs Madruga, Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel, J.C. Minx (Eds.), Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2021). Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press. In Press.

- Isla F.I. (1990). Tendencias litorales y transversales de transporte en playas y boca de marea: Mar Chiquita, Buenos Aires. *Revista de la Asociación Argentina de Mineralogía, Petrología y Sedimentología*, 21, 75–87
- López Bermúdez F. y Gomariz Castillo, F. (2006). Las ramblas, agentes reguladores del litoral mediterráneo ibérico. El ejemplo de la rambla de las Moreras. En Mateu, J.F. y Sanjaume, E. (Eds.) *Geomorfología litoral i quaternari*. Valencia, Universidad de Valencia, pp. 245-257
- Luna Guerrero, E.M., Borques Reyes, R., Ángeles Villa, M. (2015). Perspectivas sobre la producción de sal y la economía de la región ante escenarios de cambio climático. Caso de estudio: Guerrero Negro, B. C. S. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 1, 51-58.
- Masselink, G. y Hughes, M. G. (2003). "Introduction to Coastal Processes and Geomorphology". Edward Arnold, London, 354 p.
- McGwynne, L., McLachlan, A. (1992). *Ecology and Management of Sandy Coasts*. *Institute for Coastal Research*, UPE, South Africa, Report, 30, 83 pp
- Medwet | Wetlands for a sustainable Mediterranean region. (2022). ABOUT WETLANDS | Medwet. [online] Disponible en: <<https://medwet.org/aboutwetlands/>> [Consultado el 5 de marzo de 2022].
- MITECO (2022). Inventario de Presas y Embalses. Recuperado el 13-01-22. <https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/seguridad-de-presas-y-embalses/inventario-presas-y-embalses/default2.aspx>.
- Molina Gil, R. (2020). El litoral mediterráneo andaluz: características, evolución y respuesta frente a los procesos naturales y las actuaciones antrópicas. Tesis Doctoral Universidad de Cádiz. 179 pp.
- Molinet Coll, V. (2006). Restauración del Delta del Ebro I. Recuperación de la configuración del Delta del Ebro. Tesis de Licenciatura. Universidad Politécnica de Cataluña. <https://upcommons.upc.edu/handle/2099.1/3322>
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Da Fonseca, G.A.B., Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities, *Nature*, 403, 853-858.
- Ojeda Zújar, J. (2000). Métodos para el cálculo de la erosión costera. Revisión, tendencias y propuesta. *Boletín de la A.G.E.*, 30,103-118.
- Ollero Ojeda, A. (2000). "Crecidas fluviales en la cuenca del Ebro desde 1980: estado de la cuestión, principales eventos y sistemas de prevención". *Serie Geográfica* 9, 151-162.
- Olson, D.M., Dinerstein, E., (1998). The Global 200: a representation approach to conserving the Earth's most biologically valuable ecoregions. *Conserv. Biol.* 12 (3), 502–515.
- Palenques, A., Plana, F., Maldonado, A. (1990). "Influencia reciente del hombre en el sistema de sedimentación de la margen del Ebro, Mediterráneo noroccidental". *Geología Marina* 95 (3-4): 247-263.

- Palenques, A. y Guillén, J. (1998). "Coastal changes in the Ebro delta: Natural and human factors". *Journal of Coastal Conservation* 4: 17-26.
- Pardo Pascual, J.E y Santjaume, E. (2001). Análisis multiescalar de la evolución costera. *Cuadernos de Geografía* 69-70, 95-126.
- Pardo-Pascual, J.E., Roca Moya, R., Segura-Beltrán, F. (2019). Análisis de la evolución de la línea de costa entre Alcosserre y Oropesa a partir de fotografía aérea (1956-2015). *Cuadernos de Geografía* 102, 39-72. DOI: 10.7203/CGUV.102.14511
- Perez-Alberti, A., Pirés A., Freitas, L., Chamine, H. (2013). Shoreline change mapping along the coast of Galicia, Spain. *Proceedings of the ICE-Maritime Engineering* 166 (3): 125-144
- Plan Bleu* (2012). *Tourism: Economic Activities and Sustainable Development, Plan Bleu Notes, No. 24*
- Rangel-Buitrago N., Neal W.J. (2018). Coastal Erosion Management. In: Finkl C., Makowski C. (eds) *Encyclopedia of Coastal Science*. Encyclopedia of Earth Sciences Series. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-48657-4_409-1
- Reed, D.J., (1990). The impact of sea-level rise on coastal salt marshes. *Prog. Phys. Geog.* 14 (4), 465–481.
- Ribeiro, R.S., Flaile Jurado, P., Ariza, E. (2017). Evolución de la superficie de playa de la costa catalana en el periodo 1956-2015. IX Jornadas de Geomorfología litoral. Menorca, 107-110.
- Río Anguita del, J.L., Málvarez, G. (2017). Erosión costera y acumulación de sedimentos en los embalses. *Geodermas*, 17, 251-254.
- Romero Díaz, (2007). Los diques de corrección hidrológica: Cuenca del río Quípar (Sureste de España). Editum, 270 pp.
- Romero Díaz, A. y Maurandi Guirado, A. 2000. "Las inundaciones en la Cuenca del Segura en las dos últimas décadas del S. XX. Actuaciones de prevención". *Serie Geográfica* 9, 93-120.
- Romero Díaz, A., Cabezas, F., López Bermúdez, F. (1992). Erosion and fluvial Sedimentation in the river Segura basin (Spain). *Catena*, 19: 379-392.
- Sánchez-Arcilla, A., Jiménez, J. A., Valdemoro H. I. (1998). The Ebro Delta: Morphodynamics and vulnerability, *J. Coastal Res.*, 14(3), 754– 772.
- Saravanan S. y Chandrasekar (2010). Monthly and seasonal variation in beach profile along the coast of Tiruchendur and Kanyakumari, Tamilnadu, India. *Journal of Iberian Geology*, 36(1): 39-54.
- Satta, A., Puddu, M., Venturini, S., Giupponi, C. (2017). Assessment of coastal risks to climate change related impacts at the regional scale: The case of the Mediterranean region. *Int. J. Disaster Risk Reduct*, 24, 284–296.
- SEPREM (Sociedad de Presas y Embalses). (2015). Inventario de presas. <http://www.seprem.es/presases.php>. Consulta 13 de enero de 2022.

- Siso Rosagro, C. (2017). Estudio de soluciones para la ordenación, estabilización y restauración ambiental de la playa de La Llana (San Pedro del Pinatar-Murcia). Trabajo Fin de Grado. Universidad Politécnica de Valencia. 200 pp.
- Short, A.D. (1999). Beach Systems: Definition and Global Perspective, p. 1-20. In: A.D. Short. (ed). Handbook of Beach and Shoreface Morphodynamics, 1st edition, John Wiley & Sons Ltd., West Sussex.
- Vermeer, M. & Rahmstorf, S. (2009). Global sea level linked to global temperature. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 106(51), 21527-21532.
- Vidal, C., Losada, M.A., Medina, R., Losada, L. (1995). Modelos morfodinámicos de las playas. *Ingeniería del Agua*, 2, 55-74.
- Wright, L.D., J., B.G Thom, B.G., Bradshaw, M.P., Cowell, P. (1979). Morphodynamics of reflective and dissipative beach and inshore systems: Southeastern Australia. *Marine Geology*, 32(1-2): 105-140
- Wright, L.D., (1995). Morphodynamics of Inner Continental Shelves, 1st. edition, CRC Press, Inc., Boca Raton, 241 pp.

Capítulo 4

Propuesta de gestión para la mejora y conservación de la biodiversidad en salinas litorales.

Gustavo Alfonso Ballesteros Pelegrín,
Antonio Zamora López, Nerea Martínez Arnal y
María Monteagudo Albar

4.1. Creación de infraestructuras verdes como hábitats de nidificación de aves acuáticas

4.1.1. Influencia del ser humano en la nidificación de aves acuáticas

El ser humano actúa como modelador del paisaje, pues la amplia variedad de actividades que desarrolla acarrea cambios en los ecosistemas y en el hábitat de las especies. En ocasiones las actividades antrópicas desarrolladas pueden traer consigo beneficios para algunas especies, que se aprovechan de los recursos generados. Sin embargo, en la mayoría de ocasiones estos cambios suponen desventajas y cambios en la conducta de las mismas, requiriendo nuevas adaptaciones al espacio o al hábitat disponible (Oliva *et al.*, 1992; McDuie *et al.*, 2021).

Partiendo de esta premisa, los espacios naturales protegidos, que son lugares de gran atractivo turístico, deben ser gestionados de manera que la presencia humana no suponga problemas para la fauna y flora asociada al lugar. En el caso del Parque Regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar, la afluencia de personas en este espacio se ha visto incrementada en los últimos años, pasando de recibir anualmente a cerca de 300.000 personas entre 1999 y 2003, a más de medio millón en 2010 (Ballesteros, 2014). Aunque la mayor parte de estos visitantes se localizan en el 3,5% del espacio protegido, hay que tener presente que las molestias ocasionadas por el tránsito tanto de

personas como de vehículos en el perímetro de las charcas salineras supone un obstáculo para la nidificación de las aves acuáticas.

La influencia humana junto a la falta, en muchos casos, de lugares adecuados para nidificar, hace que las aves acuáticas tengan problemas en esta etapa tan importante de su ciclo de vida. Así pues, en la gestión de las salinas litorales se pueden implementar medidas adicionales para adecuar nuevas zonas y hacerlas atractivas para la reproducción de las aves acuáticas.

4.1.2. Tipos de infraestructuras verdes para favorecer la nidificación de aves acuáticas

La Unión Europea define infraestructura verde como una red de zonas naturales y seminaturales y de otros elementos ambientales, planificada de forma estratégica, diseñada y gestionada para la prestación de una extensa gama de servicios ecosistémicos. La infraestructura verde puede ofrecer múltiples funciones y beneficios, de tipo medioambiental, social e incluso económico. Además de la conectividad, otro aspecto fundamental de la infraestructura verde es la restauración ecológica, ya que no se trata sólo de conservar, sino de recuperar y mejorar ecosistemas degradados.

Entre las infraestructuras verdes orientadas a mejorar el hábitat de nidificación de aves acuáticas, se encuentra:

- La adecuación o creación de motas salineras con sustrato apto para la reproducción,
- La instalación de islas flotantes artificiales,
- La creación de islas fijas o motas-isla,
- La creación e implementación de nidos artificiales para ciertas especies (como el tarro blanco *Tadorna tadorna* (Figura 1).

Figura 1. Cajas nido para la cría de tarro blanco



Foto de Antonio Zamora López

En el sureste español existen experiencias previas muy positivas con este tipo de infraestructuras verdes. Por ejemplo, dentro del proyecto LIFE *Oxyura leucocephala* se crearon islas flotantes de madera sin vegetación e islas flotantes con vegetación. Las islas instaladas fueron rápidamente ocupadas por las aves acuáticas del entorno que las emplean principalmente como lugar de reposo. A su vez, también han sido aprovechadas como lugar de nidificación por una pequeña colonia de charrán común (*Sterna hirundo*).

Por otro lado, orientado a mejorar el estado de conservación de la malvasía cabeciblanca (*Oxyura leucocephala*), la Asociación de Naturalistas del Sureste (ANSE) e Hidrogea desarrollaron el “Proyecto Malvasía”, y demostraron cómo una estación depuradora de aguas residuales es capaz de convertirse en hábitat de hasta treinta especies diferentes de aves en solo tres años. Para favorecer la cría de la malvasía se instalaron 4 islas flotantes en las cuales, cada año, las malvasías sacan adelante varias polladas.

Figura 2. Isla flotante con vegetación en la depuradora de Cabezo Beaza (Cartagena)



Fuente: Asociación de Naturalistas del Sureste

Otro ejemplo del éxito de estas actuaciones tiene lugar en la bahía de Santander, donde se localiza la única colonia de charrán común de todo el Cantábrico, con la peculiaridad de que la mayor parte de las parejas nidifican en

estructuras artificiales. Entre 1989 y 2020 fueron objeto de seguimiento un total de 445 nidos de charrán común, de los cuales 264 se ubicaron en las plataformas flotantes. Estos datos muestran la peculiar vinculación que mantiene esta colonia de charrán común con los hábitats de nidificación artificiales y la importancia de las medidas de conservación adoptadas, ya que casi un 60% de las puestas han tenido lugar en plataformas flotantes instaladas para la reproducción de la especie (Fernández-Calvo *et al.*, 2021).

Estudios desarrollados en otros países también han tenido experiencias positivas con este tipo de estructuras. Por ejemplo, Hancock (2000) señala que la población de colimbo ártico mejoró notablemente en Escocia tras distribuir más de sesenta islas flotantes en zonas donde el hábitat para la especie estaba degradado o se había perdido.

4.1.3. Implementación de infraestructuras verdes en salinas litorales

En salinas costeras, experiencias previas han demostrado la utilidad de estas estructuras, habiéndose obtenido resultados muy interesantes en proyectos como el LIFE MC-SALT, o el LIFE Salinas. Otras iniciativas promovidas por empresas privadas han implementado también este tipo de infraestructuras. En el caso de la empresa francesa Salins du Midi, desde 2006 ha puesto en marcha numerosas acciones para conservar la diversidad asociada a sus explotaciones salineras. De esta forma, crearon islotes de nidificación, restauraron una veintena de lugares de reproducción y crearon 200 nidos artificiales para atraer a los flamencos. Gracias a todas estas medidas, la población de aves acuáticas aumentó cinco veces más la media del periodo 2006-2013 (Séjourné, 2014) (figura 3).

Figura 3. Colonia de cría de gaviota picofina (*Larus genei*) en Aigues-Mortes



Fuente: Séjourné, 2014

La eficacia de estas infraestructuras verdes ha sido constatada, por ejemplo, en el LIFE+ MC-SALT, con excelentes resultados. Este proyecto implementó todas las infraestructuras verdes comentadas anteriormente en distintas salinas ubicadas en Cervia (Italia), Molentargius (Cerdeña), la Camarga francesa y en el lago de Pomorie (Bulgaria). En todos los lugares se produjo un aumento de la nidificación de las especies objetivo durante el seguimiento. Por ejemplo, en el lago de Pomorie, las plataformas fueron utilizadas para la parada invernal por el cormorán pigmeo y el pelícano blanco, y para la nidificación de la avoceta común (*Recurvirostra avosetta*), la cigüeñuela común (*Himantopus himantopus*), el charrán común (*Sterna hirundo*), el charrán patinegro (*Thalasseus sandvicensis*), el charrancito común (*Sternula albifrons*), y la pagaza piconegra (*Gelochelidon nilotica*), entre otras especies. Se registró un éxito similar en los nuevos lugares de nidificación en las demás localidades.

La creación de nuevos islotes artificiales dio la oportunidad de aumentar las superficies de hábitats terrestres, especialmente constituidas por suelo desnudo, y se reveló útil para el desarrollo de nuevas colonias de cría (Costa *et al.*, 2016).

Otro proyecto en el que se ha dedicado un gran esfuerzo a la recuperación de hábitats de nidificación de aves acuáticas es el LIFE Salinas. El foco de actuación han sido las Salinas de San Pedro del Pinatar (Murcia, España). En este espacio se encuentran las instalaciones de Salinera Española S.A., donde se ha constatado la nidificación de 7 especies de aves acuáticas incluidas en el Anexo I de la Directiva Aves (Directiva 2009/147/CE): pagaza piconegra, charrancito común, avoceta común, chorlitejo patinegro, charrán común y charrán patinegro. El escaso tránsito de trabajadores y maquinaria, y la restricción de la entrada al recinto salinero a toda persona ajena a la instalación proporciona la tranquilidad y confianza suficiente a las aves acuáticas para poder criar en las diferentes motas. Sin embargo, el espacio disponible para nidificar en las motas se ha visto reducido en los últimos años, a causa del incremento desmesurado de la población de una especie oportunista: la gaviota patiamarilla (*Larus michahellis*).

Los excrementos aportados por las altas concentraciones de estas aves en sus dormideros invernales y en sus zonas de reproducción han modificado las propiedades del sustrato de las motas salineras, incrementando la concentración de nitrógeno del suelo y desarrollándose una densa cobertura vegetal impropia de estas zonas de reproducción. Además, esta vegetación forma hábitats de interés comunitario, siendo dos de ellos incluso prioritarios (*): 1510* y el 1210, 1420, 1430, 2210, 2230, 2240 y 92DO, imposibilitando la eliminación de la vegetación en estas motas.

En este sentido, el espacio disponible para la nidificación de otras aves acuáticas se redujo en 21 años un 79%, hecho que se ha visto traducido en la

disminución de las poblaciones de determinadas especies (Ballesteros *et al.*, 2016).

Una de las acciones más importantes del proyecto LIFE-salinas, ha sido la construcción de 1.800 metros de nuevos diques de separación de estanques salineros (Figura 4), con el objetivo de aumentar la longitud del recorrido del agua en el circuito de los estanques calentadores, facilitando así la precipitación de los carbonatos y partículas en suspensión.

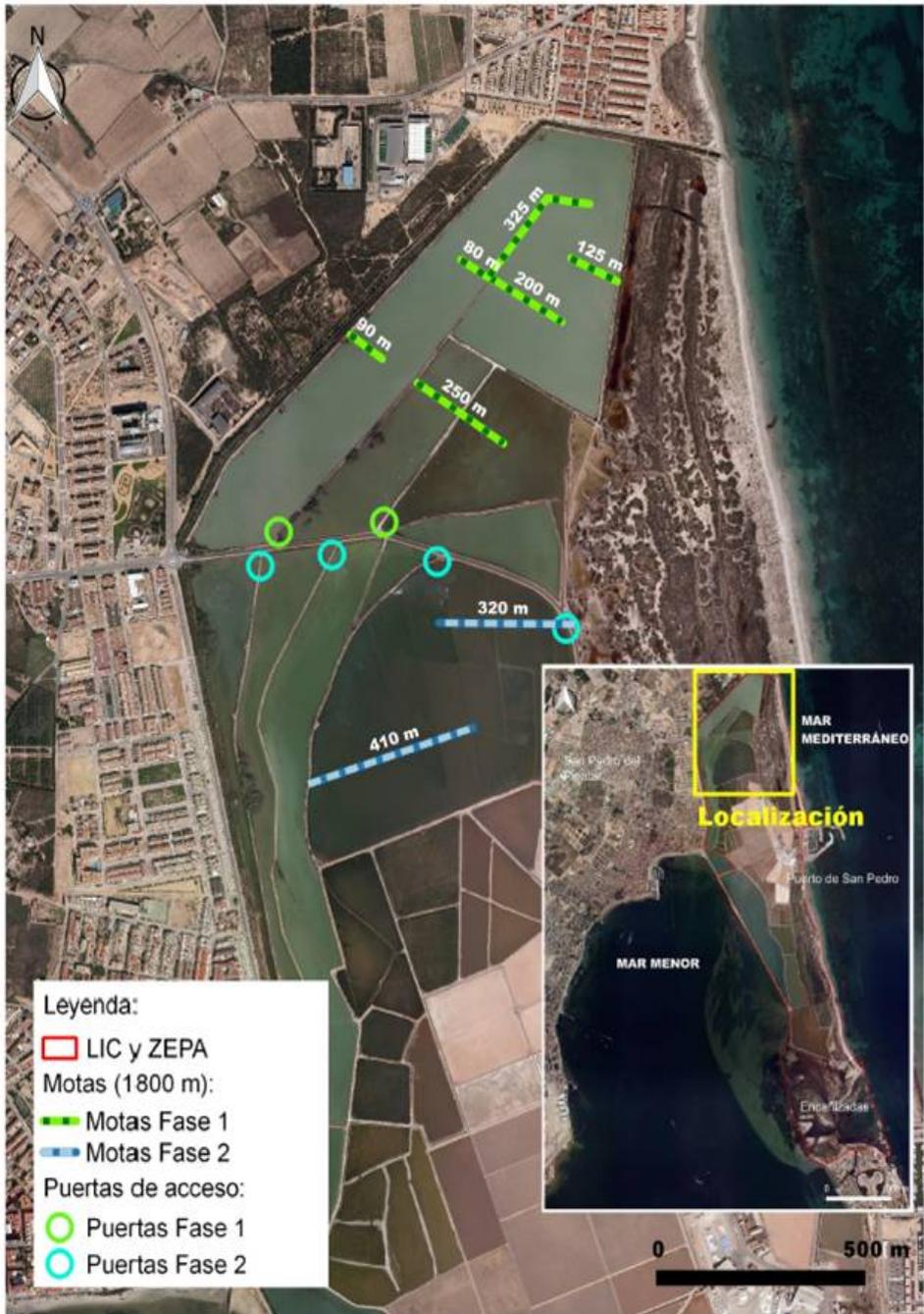
Estas nuevas motas se han construido con la idea de que sirvieran para dotar a las salinas de nuevos espacios para la cría de las especies de aves acuáticas se procedió a la adecuación de 1.800 m de diques arenosos de separación de estanques salineros con material autóctono del sustrato salinero. El principal objetivo de adecuar y crear nuevas motas es lograr mejorar el hábitat de cría de la gaviota de Audouin, entre otras especies de aves acuáticas. Esta gaviota utiliza para criar muy diversos hábitats, desde zonas sin nada de vegetación hasta zonas con cobertura media. Sin embargo, uno de los hábitats más favorable para la especie son las motas salineras y zonas arenosas desprovistas de vegetación o con una cobertura vegetal moderada. Ejemplo de ello es el hábitat de la principal colonia de reproducción de la especie, situada en el Delta del Ebro, ubicada en salinas y zonas arenosas (UICN 2020; Bécares *et al.*, 2016; Martí *et al.*, 2012).

En la Región de Murcia, el 100% de la población de gaviota de Audouin y las seis especies de acuáticas mencionadas anteriormente e incluidas en el Anexo I de la Directiva Aves crían en motas separadoras de balsas calentadoras de carácter arenoso, y con cobertura de vegetación escasa o moderada (inferior al 50%) (Figura 5).

Las motas que separan los charcos salineros se construyeron tradicionalmente con material sedimentario de los charcos calentadores. El sustrato depositado, formado por NaCl, CaCO₃, CaSO₄, MgSO₄ y MgCl₂, se utiliza para mantener las motas, que a su vez son hábitats con escasa o moderada cobertura vegetal ideal para las especies mencionadas.

Ya en 2021, la creación de estas nuevas motas permitió la reproducción de 152 parejas de aves acuáticas: 83 parejas de *Sternula albifrons*, 2 parejas de *Sterna hirundo*, 41 parejas de *Recurvirostra avosetta*, 9 parejas de *Charadrius alexandrinus* y 17 parejas de *Himantopus himantopus* (Figura 6). Así, ha aumentado un 17% el hábitat de cría de las siete especies objeto de conservación.

Figura 4. Ubicación de las nuevas motas en las Salinas de San Pedro del Pinatar



Fuente: Elaboración de Daniel Ibarra Marinas

Figura 5. Colonia de cría de gaviota de Audouin en las Salinas de San Pedro del Pinatar



Fuente: Foto Antonio Zamora López

Figura 6. Avocetas y charrancitos criando en las nuevas motas de las Salinas de San Pedro del Pinatar



Fuente: Foto Antonio Zamora López

Además, otra actuación importante realizada en el marco del LIFE Salinas ha sido la reconexión de la Charca de Coterillo con el circuito salinero. En los años 80 la charca de Coterillo quedó desconectada del circuito salinero, y comenzó a sufrir episodios de anoxia por exceso de nutrientes (Millán y Velasco, 2004). El aumento de la salinidad ocasionó el descenso de macroinvertebrados y en 2012 la extinción completa del fartet (*Aphaius iberus*) de la charca de Coterillo. Las aves acuáticas se vieron también afectadas por este suceso, pues la disponibilidad de alimento para especies como la gaviota de Audouin se vio drásticamente reducida.

El proyecto LIFE Salinas ha implementado infraestructuras verdes para devolver a la charca del Coterillo las condiciones de salinidad originales, de manera que se ha creado una conexión con el circuito salinero, y se ha establecido un sistema de compuertas para controlar los niveles hídricos y mantener la salinidad en torno a 40-60 g/l. Con esta actuación se han obtenido rápidos resultados, pues el fartet ha vuelto a colonizar el Coterillo una vez que las condiciones ambientales fueron óptimas para él. En la charca se han creado también islotes para la cría de aves acuáticas, aunque debe pasar un tiempo hasta que la pendiente del talud se suavice y se formen orillas adecuadas para la reproducción.

4.1.4. Aspectos a tener en cuenta a la hora de crear infraestructuras verdes

Las infraestructuras verdes deben hacerse en función de las necesidades de las diferentes especies. La creación de nuevas estructuras de cría para las aves acuáticas coloniales requiere un buen análisis previo para maximizar las posibilidades de éxito de la cría. Dedicar tiempo a la elección del lugar donde colocar la estructura se considera esencial.

Costa *et al.*, 2016 dan una serie de pautas sobre algunos aspectos muy importantes si queremos tener éxito reproductor en este tipo de estructuras verdes. La seguridad contra la depredación y las molestias es el factor principal que determina la colonización de los islotes por parte de las aves acuáticas y el éxito de la cría. La seguridad se puede garantizar construyendo el islote lejos de los diques circundantes y/o manteniendo un nivel de agua alto alrededor del islote. Se recomienda un nivel de agua superior a 35 cm alrededor del islote durante la temporada de cría, ya que suele impedir el acceso de la mayoría de los depredadores terrestres. Una salinidad elevada también puede ayudar a impedir el acceso de los depredadores terrestres.

La construcción de un nuevo islote suele ser costosa, por lo que es conveniente evaluar cuidadosamente el riesgo de erosión de antemano. Este riesgo está estrechamente relacionado con el *fetch*, que es la distancia a la que sopla el viento sobre una superficie de agua sin encontrar obstáculos.

El acceso de las grandes máquinas necesarias para la construcción también se debe examinar. En salinas activas, el control del nivel de agua adecuado para la cría de aves acuáticas puede interferir con otras limitaciones relacionadas con la gestión de los niveles de agua para la producción de sal. Mientras tanto, en las salinas no productivas gestionadas para la conservación de la naturaleza, el mantenimiento de niveles de agua adecuados para la cría de aves acuáticas también puede interferir con otras cuestiones de biodiversidad, como la conservación de los matorrales halófilos o los movimientos de peces migratorios.

La compatibilidad entre albergar una colonia de aves reproductoras con éxito y otras cuestiones como la conservación del hábitat y la gestión del nivel del agua para la producción de sal, debe evaluarse cuidadosamente.

Una de las conclusiones a las que llegaron en el LIFE MC-SALT fue que los islotes son atractivos para las aves durante la de cría, especialmente justo después de su creación, disminuyendo su éxito con el paso del tiempo. Este hallazgo sugiere que el crecimiento de la vegetación y la pérdida de suelo desnudo reducen el valor atractivo de los islotes y perjudican la formación de colonias. En este sentido, es recomendable cubrir al menos la capa superficial de estas infraestructuras verdes con sustrato salinero con elevado contenido en sulfatos y carbonatos, cuya composición química ayuda en cierta medida a inhibir el desarrollo de vegetación. Por otro lado, es también habitual la erosión y deterioro de los islotes con el paso del tiempo, llegando en ocasiones incluso a quedar inundados. Por ello, estas estructuras deben ser revisadas cada año y se deben realizar ocasionalmente ligeros trabajos de mantenimiento para garantizar la conservación y el atractivo a largo plazo.

4.2. Manejo de especies problemáticas

La gaviota patiamarilla (*Larus michahellis* Naumann, 1840) se distribuye por las regiones templadas del Paleártico, desde la península ibérica y norte de África hasta el mar Negro y Mar Caspio, en las Azores y Madeira, islas Canarias y península ibérica, Oriente Medio y África del Norte (Del Hoyo *et al.* 1996).

La población mundial se desconoce debido a las divisiones taxonómicas que se han realizado en fechas recientes, pero con una tendencia global que se considera como creciente (UICN, 2020). El último censo realizado en Europa calcula una reproducción de 409 mil-534 mil parejas en 2015 (BirdLife International, 2021), mientras que en España la población invernal se calculó en unos 230.000 ejemplares en 2010 (Cama y Arcos, 2012) y la población nidificante en un mínimo de unas 125 mil parejas en 2007-2009 (Molina *et al.*, 2009).

Es una especie oportunista que ha experimentado un aumento de población y expansión del área de distribución a lo largo del siglo XX y primeras décadas del XXI, gracias a su capacidad de adaptarse a los cambios generados por la

actividad humana, en particular, ha sido capaz de explotar los recursos de origen antrópico como descartes pesqueros, basura orgánica presente en los vertederos a cielo abierto y alimento para atún rojo procedente de granjas de acuicultura marina (Aguado-Giménez et al., 2016 y 2018; Arizaga et al., 2013; Keller, 2021; BirdLife International, 2021; Delgado, 2021).

Está catalogada como “de preocupación menor” en la lista roja mundial de 2019 y en la lista roja de Europa de 2021, mientras que en el Libro Rojo de España se cataloga como “casi amenazado”, motivado por el “descenso considerable en el tamaño poblacional, aunque de forma heterogénea y más acusado en la población cantábrico-galaica (subespecie *lusitanus*)” (Arcos et al., 2021), asociado al cierre de vertederos (Zorroza et al., 2020; Steigerwald et al., 2015 y Delgado, 2021). En España está incluida en el anexo I del Real Decreto 1095/89 por el que se declaran las especies objeto de caza y pesca en España, mientras que el Convenio de Berna, la incluye en el anexo III donde se ubican las especies cuya explotación se regulará para que se mantengan fuera de peligro (Cama y Arcos, 2012).

El libro rojo de las aves de España (López-Jiménez et al., 2021) señala que la gaviota patiamarilla incide en un total de 9 especies amenazadas por acoso, cleptoparasitismo sobre huevos y/o pollos, y/o por competencia por los lugares de reproducción: paíño pechialbo (*Pelagodroma marina*), pardela chica macaronésica (*Puffinus baroli*), águila pescadora (*Pandion haliaetus*), ostrero euroasiático (*Haematopus ostralegus*), paíño europeo (*Hydrobates pelagicus*), charrán patinegro (*Thalasseus sandvicensis*), cormorán moñudo (*Phalacrocorax aristotelis*), gaviota de audouin (*Larus audouinii*) y tarro canelo (*Tadorna ferruginea*).

También incide sobre infraestructuras urbanas, con riesgos sobre la potabilidad del agua y posibles transmisiones microbianas, deterioro de edificios, obstrucción de desagües de edificios, molestias a los ciudadanos por ruidos nocturnos y vuelos intimidatorios durante el periodo de reproducción y finalmente, riesgos de accidentes en el tráfico aéreo en el entorno de aeropuertos (Briones, 2010; Díez et al., 2020).

En diversas zonas se han desarrollado programas de control y/o erradicación de la población de gaviota patiamarilla, a menudo de escasa eficacia o de limitado alcance o de corto plazo. Con frecuencia se centran en paliar las consecuencias sin abordar las causas de lo producen o sin entender los efectos demográficos de las actuaciones realizadas (Sanz-Aguilar et al., 2009; Paracuellos, 2009; Bosch et al., 2000; Magella & Brousseau, 2001; Paracuellos & Nevado 2010 y Arcos et al., 2022).

En el caso de las salinas, los diques arenosos de separación de estanques salineros son lugares de descanso, dormidero y de reproducción de la gaviota patiamarilla, cuyo incremento poblacional a partir del siglo XX representa un

aumento de excrementos, elevando los nutrientes y la eutrofización. Por ejemplo, en el Parque Nacional Marítimo Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia se calculó que las gaviotas producen anualmente 5,35 toneladas de nitrógeno al año y 3,35 toneladas de fósforo al año (Peña-Lastra et al., 2016), lo que favorece cambios en la composición química del sustrato que modifica la composición de la cubierta vegetal afectando a las comunidades vegetales de gran interés por su rareza o endemismo (Ligeza et al., 2003 y Otero et al., 2018; Mouriño y Otero, 2002).

El desarrollo de densas comunidades nitrófilas a consta de especies de gran interés de conservación, favorece un empobrecimiento y banalización de los ecosistemas, con cambios composición de las comunidades animales y en la disponibilidad de hábitats abiertos óptimos para la reproducción de las colonias de aves acuáticas. De esta manera, se comprobó entre 1994 y 2015 la reducción en un 79 % del hábitat óptimo de reproducción de aves acuáticas en las Salinas de San Pedro del Pinatar (Ballesteros-Pelegrín et al., 2021).

Otro de los riesgos del elevado número de gaviota patiamarilla en las salinas, procede del aporte de gérmenes diversos, como *Listeria* y *salmonella sp.* que las gaviotas obtienen en los vertederos donde se alimentan y trasladan a las salinas en restos de comida y a través de sus excrementos (Bermejo y Mouriño, 2003), que son depositados en los diques arenosos de separación de estanques salineros, en los montones de sal apilados, encima de los sacos de sal apilados en espera de ser cargados en camiones y durante los meses de la cosecha de sal, en los estanques cristalizadores que se han secado para proceder a la extracción de sal.

También es importante resaltar el riesgo a la seguridad de los trabajadores de la salinera, ya que las gaviotas patiamarillas hacen vuelos rasantes con fines intimidatorios sobre quienes se acercan en exceso a sus nidos, en el periodo en el que los huevos empiezan a eclosionar y hasta el momento en el que los pollos vuelan. Se han dado casos de accidentes con los trabajadores de salinera, durante sus desplazamientos en motocicletas para desarrollar sus trabajos rutinarios de mantenimientos de la explotación salinera (Ballesteros-Pelegrín, 2014).

Entre las medidas de disuasión para evitar que se posen las gaviotas en determinadas zonas está la colocación de búhos reales de cerámica de tamaño real (Figura 7).

Otra medida que ha resultado ser efectiva, es instalar a lo largo del perímetro de los estanques cristalizadores, hilo de nylon a una altura aproximada de 1 m. (Figura 8).

Figura 7. Búho real de cerámica colocado junto a sacos de sal.



Foto: Gustavo Ballesteros.

Figura 8. Hilo de nylon en el entorno de un charco salinero.

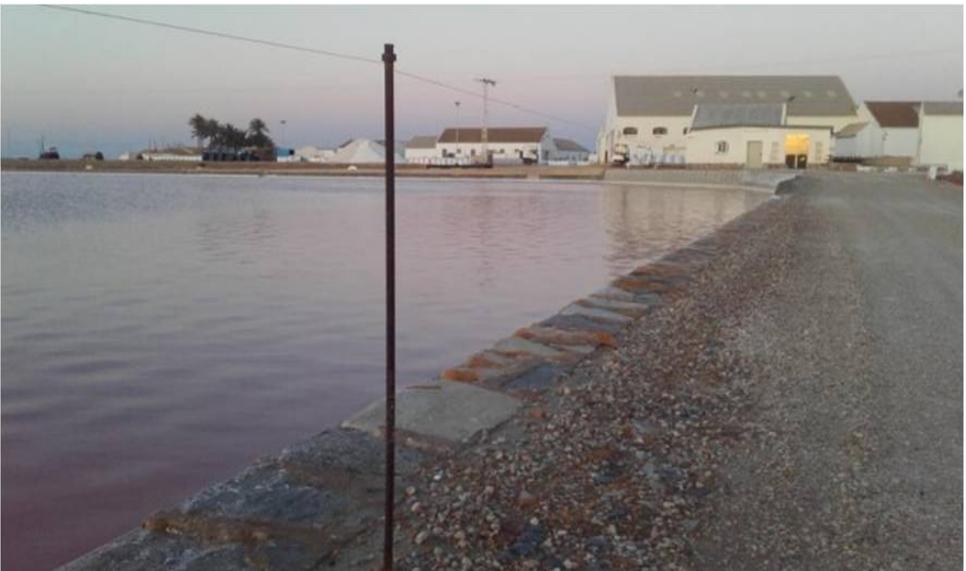


Foto: Gustavo Ballesteros.

De esta manera se evita que cientos de gaviotas se posen sobre estos estanques cuando son desecados para proceder a la cosecha de sal, y depositen todo tipo de restos de comida de los vertederos y un gran volumen de excrementos.

Dado el éxito de estas medidas disuasorias, se ha convertido en trabajos rutinarios incorporados al resto de tareas propias de la actividad salinera.

La gaviota patiamarilla es una de las primeras especies en iniciar la fenología reproductiva, instalando sus colonias en muchas salinas en los diques de separación de estanques salineros, llegando a ocupar territorios utilizados de forma habitual por otras aves acuáticas, en el caso de las Salinas de San Pedro, por colonias de avoceta común (*Recurvirostra avosetta*), charrán común (*Sterna hirundo*), charrancito común (*Sternula albifrons*), pagaza piconegra (*Gelochelidon nilotica*), gaviota de audouin (*Larus audouinii*), etc., cuya fenología reproductora comienza varias semanas después que las gaviotas, por lo que al llegar a zonas de cría, si no se actúa, los hábitats adecuados pueden estar ocupados por las colonias de gaviota patiamarilla, por lo que se pueden ver desplazadas a zonas vulnerables por acceso de depredadores o personas o bien abandonar las salinas.

Para evitar la competencia por el área de reproducción y depredación, en las Salinas de San Pedro del Pinatar y otras salinas litorales se procede a la eliminación de los nidos y sus puestas de gaviota patiamarilla, a la vez que se actúa con especial intensidad para evitar que la gaviota patiamarilla ponga sus nidos a lo largo de los caminos y en el entorno donde circulan y trabajan los salineros.

4.3. Referencias

- Aguado-Giménez, F., Sallent-Sánchez, Á., Eguía-Martínez, S., Martínez-Rodenas, J., Hernández-Llorente, M.D., Palanca-Maresca, C., Molina-Pardo, J.L., López-Pastor, B., García-Castellanos, F.A., Ballester-Molto, M., Ballesteros-Pelegrín, G., García-García, B., Barberá, G.G. (2016). Aggregation of European storm-petrel (*Hydrobates pelagicus* ssp. *melitensis*) around cage fish farms. Do they benefit from the farms resources?. *Marine Environmental Research* 122, 46-58.
- Aguado-Giménez, F., Eguía-Martínez, S., Cerezo-Valverde, J., García-García, B., García-García, B. (2018). Spatio-temporal variability of ichthyophagous bird assemblage around western Mediterranean open-sea cage fish farms. *Marine environmental research* 140: 126-134.
- Arcos, J.M.; Arizaga, J., Barros, A., Fernández-Pajuelo, M., García, D., García-Barcelona, S., López-Jiménez, N., Gabriel, B.M., Mas, R.E., Oro, D., Sanz-Aguilar, A., Tavecchia, G. (2022). Gaviota patiamarilla *Larus michahellis*. En: Libro rojo de las aves de España. SEO/Birdlife.

- Arizaga, J., Aldalur, A., & Herrero, A. (2014a). Tendencia poblacional en tres colonias de gaviota patiamarilla *Larus michahellis* Naumann, 1840. En Gipuzkoa: 2000-2013. *Munibe*, 62: 61-69.
- Ballesteros-Pelegrín, G.A. (2014). *El Parque Regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar: actividades humanas y conservación*. EDITUM, Editorial de la Universidad de Murcia. Murcia. 367 pp.
- Ballesteros-Pelegrín, G.A., Ibarra-Marinás, A.D., Belmonte-Serrato, F. (2016). “*El impacto del aumento de población de la Gaviota patiamarilla en la distribución de aves acuáticas protegidas (1994-2015) en el Parque Regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar (Murcia, SE de España)*”, *Avances en Biogeografía: áreas de distribución: entre puentes y barreras*, 221-228.
- Ballesteros-Pelegrín, G.A.; Zamora-López, A.; Zamora-Marín, J.M.; Sallent, A.; Hernández-Navarro, A.; Robledano-Aymerich, F.; Fuentes-Marín, A. (2021). *Atlas de las Aves Acuáticas del Mar Menor y humedales de su entorno*. Natursport. Murcia, 398 pp.
- Bermejo A., Mouríño J. (2003). La gaviota patiamarilla. En SEO/BirdLife: *Atlas de las aves reproductoras en España*. SEO/BirdLife-Ministerio de Medio Ambiente de España. 733: 272-273.
- BirdLife International. (2020). “*Larus audouinii*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2020*”:
- BirdLife International (2021). *European Red List of Birds*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Bosh, M. (1996). The effects of Culling on Attacks by Yellow-legged Gulls (*Larus cachinnans*) Upon Three Species of Herons. *Colonial Waterbirds* Vol. 19, Nº 2, pp. 248-252.
- Bosch, M., Oro, D., Cantos, F. J., Zabala, M. (2000). Short-term effects of culling on the ecology and population dynamics of the Yellow-legged gull. *Journal of Applied Ecology*, 37: 369-385.
- Briones, E. (2010). Control de gaviotas patiamarillas (*Larus michahellis*) desde la administración local. *Amoraima* nº 40, 159-178.
- Cama, A. y Arcos, J.M. (2012). Gaviota patiamarilla *Larus michahellis*. En: SEO/BirdLife: *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010*, pp. 298-299. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife.
- Costa, M., Borghesi, F., Casini, L., Fidlóczy, Z., y Migani, F. (2016). “*Guidelines for the environmental management of the Mediterranean and Black sea saltworks (management model) in the Natura 2000 network*. LIFE10 NAT/IT/000256”.
- Díez, R.; Muñoz, A.; Sánchez, J.F. (2020). Control de la población de gaviota patiamarilla en el casco urbano de Gijón. Campaña 2020. Ayuntamiento de Gijón.

- Del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J. (1996). *Handbook of the Birds of the World*. Vol. 3. Hoatzin to Auks. Lynx Edicions. Barcelona. 821 pp.
- Delgado, S. (2021). Impacto del cierre de vertederos en la demografía de especies oportunistas: el caso de la gaviota patiamarilla en el País Vasco. Tesis Doctoral. Departamento de Biología Vegetal y Ecología. Universidad del País Vasco. 163 p.
- Fernández-Calvo, I.C., González-Sánchez, F., Orizaola, G., Palazuelos-Berasategui, B., Aja, J.J. (2021). “*Tres décadas de nidificación del charrán común en la bahía de Santander*”, *Quercus*, 422, 20-27.
- Hancock, M. (2000). Artificial floating islands for nesting Black-throated Divers *Gavia arctica* in Scotland: construction, use and effect on breeding success, *Bird Study*, 47:2, 165-175, DOI: 10.1080/00063650009461172
- Keller, V., Herrando, S, Voříšek, P, Franch, M., Kipson, M., Milanese, P., Martí, M. Anton, D., Klvaňová, A., Kalyakin, M.V., Bauer, H.-G., Foppen. R.P.B. (2020). European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, Abundance and Change. European Bird Census Council y Lynx Edicions, Barcelona.
- Ligeza, S. y Smal, H. (2003). Accumulation of nutrients in soils affected by perennial colonies of piscivorous birds with reference to biogeochemical cycles of elements. *Chemosphere*, 52: 595–602.
- López-Jiménez, N. (Ed). (2021). Libro Rojo de las aves de España. SEO/BirdLife.
- Magella, G., y Brousseau, P. (2001). Does culling predatory gulls enhance the productivity of breeding common terns.. *Journal of Applied Ecology*, 38(1): 1-8.
- Martí, J.; Sarzo, B. y Arcos, J.M. (2012). “*Gaviota de Audouin. Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010*”, SEO/BirdLife 2012. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.
- Mc Duie, F., Lorenz, A. A., Klinger, R. C., Overton, C. T., Feldheim, C. L., Ackerman, J. T., Casazza, M. L. (2021): Informing wetland management with waterfowl movement and sanctuary use responses to human-induced disturbance, *Journal of Environmental Management*, 297, 113-170.
- Molina, B. (Ed.) (2009). Gaviota reidora, sombría y patiamarilla en España. Población en 2007-2009 y método de censo. SEO/BirdLife. Madrid. 116 pp.
- Oliva, J. G., Aja, J. J. A., y Díez, I. F. (1992). La comunidad de aves acuáticas de las marismas de Santoña, *Cuadernos de Trasmiera*, 3, 13-70.
- Paracuellos, M. (2009). El control de la gaviota patiamarilla (*Larus michahellis*) beneficia a la gaviota de Audouin (*Larus audouinii*) en la isla de Alborán. *Boletín informativo sobre Geodiversidad y Biodiversidad de Andalucía*. Nº 003: 1-2
- Paracuellos, M., y Nevado, J. C. (2010). Culling Yellow-legged Gulls *Larus michahellis* benefits Audouin's Gulls *Larus audouinii* at a small and remote colony. *Bird Study*, 57(1): 26-30.

- Peña-Lastra, S.; Otero, X.L.; Pérez-Alberti, A. (2016). Contribution of N and P through excrement in breeding colonies yellow-legged gull (*Larus michahellis*) in the Atlantic Islands National Park (Galicia-NW Spain). VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016) VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem, pp 351-354
- Séjourné S. (2014). "Turning ecological management into economic value: the case of the Aigues-Mortes salt-marshes, Camargue, France". Conference on "The economic value of biodiversity in solar saltworks, 209.
- SEO/BirdLife. (2021). III Atlas de las Aves en Época Reproductora en España 2014-2018. SEO/BirdLife. Madrid.
- Steigerwald, E. C., Igual, J.-M., Payo-Payo, A., y Tavecchia, G. (2015). Effects of decreased anthropogenic food availability on an opportunistic gull: evidence for a size-mediated response in breeding females. *Ibis*, 157: 439-448.
- Millán, A., y Velasco, J. (2004): "Evaluación del estado ecológico de la charca de Coterillo. Murcia": Universidad de Murcia; Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- Mouriño, J. y Otero, P. (2002). Caracterización de la vegetación de los acantilados del Parque Natural Islas Cíes y su relación con *Larus michahellis*. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 14: 135-142.
- Otero, X. L., Tejada, O., Martín, M., De la Peña, S., Ferreira, T.O., Pérez-Alberti, A. (2015). Phosphorus in seagull colonies and the effect on soil, water and habitats. The case of yellow legged gulls (*Larus michahellis*) in the Atlantic Islands of Galicia National Park (NW Spain). *Science of Total Environment*, 532: (1), 383-397.
- Otero, X.L., De la Peña-Lastra, S., Romero, D.; Nobrega, G.N., Ferreira, T.O., Pérez-Alberti, A. (2018). Trace elements in biomaterials and soils from a yellow-legged gull (*Larus michahellis*) colony in the Atlantic Islands of Galicia National Park (NW Spain) *Marine Pollution Bulletin*. Elsevier. pp. 144-149.
- Sanz-Aguilar, A., Martínez-Abraín, A., Tavecchia, G., Mínguez, E., Oro, D. (2009). Evidence-based culling of a facultative predator: efficacy and efficiency components. *Biological conservation*, 142(2): 424-431.
- UICN (2020). *The IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2020-3.
- Zorroza, N., Aldalur, A., Herrero, A., Diaz, B., Delgado, S., Sanpera, C., Jover, L., Arizaga, J. (2020). Breeding Yellow-legged Gulls increase consumption of terrestrial prey after landfill closure. *Ibis*, 162: 50-62.

Capítulo 5

Propuestas de gestión para reducir la erosión costera y la restauración de hábitats dunares

Francisco Belmonte Serrato, Asunción Romero Díaz,
A. Daniel Ibarra Marinas y Jorge Sánchez Balibrea

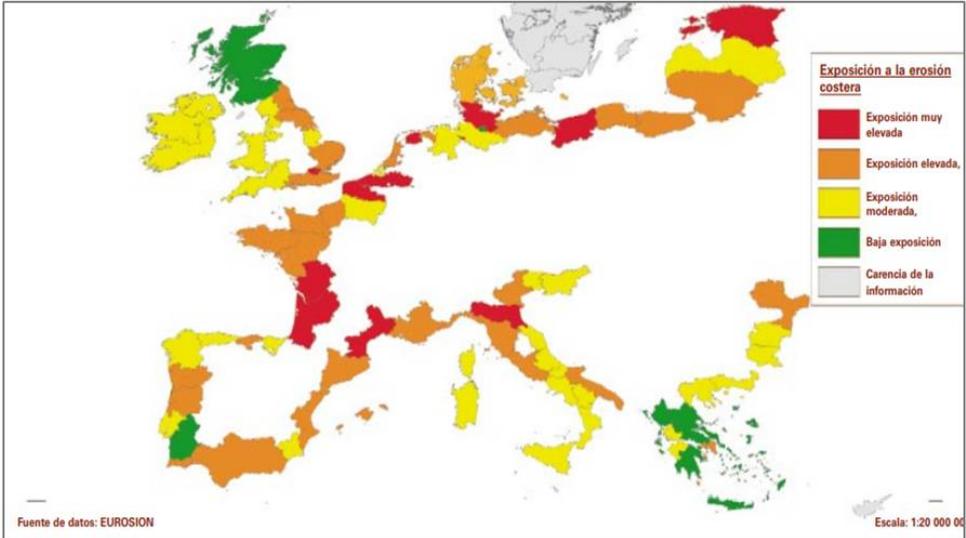
5.1. El problema de la erosión costera.

5.1.1. Estado de la cuestión

La erosión costera, constituye en la actualidad un problema de gran magnitud y debido a ello, ya en el año 2005, la Unión Europea realizó un estudio (Eurovisión, 2005), según el cual, aproximadamente 20.000 km de costa de la Unión (un 20%), estaban afectados por serios impactos. En la mayor parte de las zonas ya existía un retroceso efectivo de la línea de costa (15.100 km), a veces, a pesar de las obras de defensa construidas (2.900 km). Además, existían otros 4.700 km de costa que habían sido estabilizados artificialmente. La superficie perdida o seriamente afectada por la erosión en ese año era del orden de 15 km² por año. En el caso de la vertiente mediterránea española (Figura 1), la mayoría de sus costas tiene una exposición elevada a la erosión.

Si tenemos en cuenta que las áreas costeras, en general, constituyen un importante atractivo residencial, turístico y económico, en ellas es importante llevar a cabo una gestión sostenible del litoral, considerando tanto la protección de personas y bienes, como la realización de diferentes actividades económicas y, sin afectar (en lo posible) al medio natural. Todo esto no resulta fácil de conciliar, cuando además los impactos previsibles del cambio climático pueden ser importantes.

Figura 1: Exposición a la erosión costera en los países de la Unión Europea (año 2004).



Fuente: Eurovisión (2005)

La erosión costera constituye un proceso, derivado de la combinación de los efectos de diferentes agentes: (i) subaéreos (viento, lluvia, temperatura); (ii) marinos (oleaje, mareas, corrientes inducidas, nivel del mar, etc.); (iii) continentales (aporte de sedimentos transportados por los ríos); y (iv) biológicos (impacto erosivo de la fauna y flora sobre los sedimentos). Además, el litoral puede sufrir también modificaciones debido a variaciones bruscas del nivel del mar (tsunamis, tormentas violentas, etc.) (ACORIM, 2017).

El retroceso de la costa es uno de los aspectos que más preocupa a los municipios litorales, que ven reducir sus playas y sufren, con frecuencia, los efectos de fenómenos meteorológicos adversos, como la borrasca Gloria (enero de 2021) en la que decenas de playas y paseos marítimos quedaron devastados en las costas catalanas y valencianas (Berdalet et al. 2020). Es conocido como la principal causa natural de la erosión de las playas se debe a la escasez de sedimentos, pero también una tormenta de gran intensidad puede afectar al equilibrio sedimentario de la playa. A medio-largo plazo, el ascenso del nivel del mar, derivado del calentamiento climático, puede producir constantes inundaciones de los espacios costeros, además de un aumento de la erosión en playas y acantilados.

Según el MMA (2008), para la gestión de las costas no siempre es necesario, ni conveniente, detener la erosión o la regresión de la línea de costa. En muchos casos, eso no sería sostenible desde el punto de vista económico y, por ello, es más apropiado hablar de "control" de la regresión que de "lucha

contra" ella, pues lo esencial es controlar adecuadamente estos procesos en función de múltiples factores: valor y uso social de la costa, intereses en juego, coste, valores ambientales, etc., y no tanto detener a toda costa, y en todos los lugares, los efectos de erosión que sufre el litoral. Entre las actuaciones existentes para el control de la regresión costera en playas son de citar las siguientes: (i) Expropiación de áreas críticas implicadas en procesos erosivos con la finalidad de permitir su libre evolución; (ii) Demolición de edificaciones e infraestructuras construidas sobre las playas, cordones litorales y sistemas deltaicos; (iii) Gestión de áridos en los embalses, cauces y en el litoral; (iv) Desmantelamiento de estructuras marítimas perjudiciales para la sostenibilidad de la costa (v) Construcción de estructuras de defensa de costas frente a la erosión, y de prevención de la regresión litoral; (vi) Gestión de los sedimentos en el sistema litoral, de tal forma que puedan utilizarse los "excedentes" que existen en algunos puntos para emplearlos en otros lugares "deficitarios", mediante trasvases y movilización de los sedimentos retenidos tanto por elementos naturales, como por estructuras artificiales, para que pueden ser reincorporados a la corriente sedimentaria litoral; y (vii) La aportación de áridos a playas y cordones litorales, procedente de fuentes externas al sistema litoral, cuando sea necesario y se justifique de forma sostenible.

Debido a su carácter cambiante, el litoral constituye uno de los medios más sensibles al Cambio Climático. La variabilidad de la subida del nivel del mar y las diferencias de sus efectos en áreas concretas, hacen necesarios los estudios de carácter regional que tengan en cuenta los cambios de nivel a escala local (Dawahidi et al., 2019), incluyendo las características geográficas de la costa, pero también los cambios de usos del suelo en las cuencas vertientes interiores y costeras, que han aumentado drásticamente en todo el mundo y de forma intensa en las áreas costeras, donde vive la mayor parte de la población humana, y no sólo respecto a superficie, sino también en la intensidad del uso (Tragaki et al., 2017).

En este sentido, son esenciales los estudios de vulnerabilidad costera, que pueden definirse a partir de un modelo conceptual "Fuente-Patrón-Receptor-Consecuencias" como una característica de un sistema que describe su potencial para ser dañado (Gouldby y Samuels, 2005). La evaluación de la vulnerabilidad costera es crucial para la futura planificación y desarrollo de infraestructuras. Debido a su capacidad integradora, los Índices de Vulnerabilidad Costera (CVI) constituyen una herramienta esencial en la gestión de la costa y permiten un análisis robusto de una serie de procesos que actúan a diferentes escalas (Koroglu et al., 2019), permitiendo localizar los tramos costeros más críticos sobre los que habrá que actuar.

5.2. La gestión del problema

Las propuestas de gestión para reducir la erosión en la costa, deben buscar alternativas, tanto naturales (preservar los espacios dunares, marismas costeras, etc.) como antrópicas (construcción de infraestructuras), tratando de integrar la dinámica natural del litoral. El ideal es conseguir un equilibrio dinámico, entre el intercambio y transporte de sedimentos en la interfaz entre el medio marino y el terrestre. Pero previo a la realización de cualquier actuación, es muy importante identificar los problemas específicos de cada lugar, caracterizar el grado de riesgo y realizar un análisis coste/beneficio, teniendo en cuenta aspectos económicos, sociales y medioambientales.

Las posibles soluciones alternativas (ACORIM, 2017) para proteger las costas de la erosión serían: (1) el retroceso estratégico, (2) la no actuación, (3) la actuación limitada (adopción de soluciones alternativas) y (4) el mantenimiento del trazado de costa (adopción de soluciones duras y/o alternativas).

Respecto los métodos a emplear son dos: (1) duros o rígidos (construcción de espigones, diques, muros de contención, etc.); y (2) blandos o flexibles (abastecimiento de la playa con sedimentos, restauración dunar, etc.). Los “métodos duros”, aunque cumplen con los objetivos de protección, presentan aspectos negativos a medio plazo. De hecho, estas acciones modifican las dinámicas de funcionamiento del medio litoral, agravando a menudo la erosión costera próxima al área protegida. Además, estas acciones resultan generalmente muy costosas, aunque gozan de una larga vida útil. Los “métodos blandos” (de carácter más medioambiental), tratan de integrar la dinámica natural del litoral y la movilidad de la línea de costa, pero tienen una vida útil reducida, son reversibles y dependen de sus propias características y de los cambios del medio ambiente a escala mundial (cambio climático) o local (ordenación del territorio); además de que la eficacia de estos métodos debe valorarse con respecto a los procesos de dinámica costera (energía del oleaje, etc.).

El adoptar uno u otro método dependerá de cada caso en particular. Y en algunos lugares, lo óptimo sería combinar ambos, por ejemplo, realizar una aportación de artificial de arena con la construcción de una o varias obras, con el fin de retener el material aportado y evitar que se vuelva a erosionar la playa por no haber corregido o modificado las causas erosivas (Diéz, 2003)

La playa es un elemento dinámico y en permanente movimiento, debido a la acción de los agentes climáticos marítimos y atmosféricos sobre el sedimento que la constituye. Antes de tomar cualquier decisión sobre la playa, es imprescindible conocer cómo evoluciona y los agentes que la hacen evolucionar. Así, se debe tener un conocimiento de: (1) clima de la playa: oleaje, corrientes y viento; (2) Características sedimentarias: físicas, medioambientales, fuentes y sumideros; (3) Particularidades estacionales e hiperanuales de la playa, y (4) Transporte litoral de sedimentos: longitudinal, transversal y eólico (MMA 2008).

Las acciones para mitigar los efectos de la erosión costera derivados del cambio climático, ocasionado por el calentamiento global, deben afrontarse desde una perspectiva temporal a "largo plazo". Las soluciones a corto plazo suelen provocar un desplazamiento temporal del problema, e incluso pueden aumentar la vulnerabilidad (Rengel-Buitrago y Neal, 2018). Además, al no disponer de una visión integrada, pueden suponer pérdida de hábitat. Por tanto, las acciones directas, como las medidas de gestión sobre la costa, deben tener en cuenta los siguientes ejes (Rengel-Buitrago y Neal, 2018):

- ✓ Un mayor énfasis en la restauración y utilización de hábitats naturales para la protección contra la erosión.
- ✓ La eliminación planificada de estructuras antropogénicas para restaurar el suministro de sedimentos.
- ✓ Tener en cuenta los cambios globales y regionales que aumentarán los problemas de erosión (por ejemplo, el aumento del nivel del mar, el potencial de tsunamis, el fenómeno de El Niño, etc.).

5.2.1 Actuaciones rígidas en las costas

La importancia de estas actuaciones en las costas es muy considerable, de hecho, según el estudio de Euroerosión (2005), las técnicas "duras" de ingeniería, utilizando hormigón o escollera para fijar la línea de costa y proteger los bienes e instalaciones costeras (espigones, muros, escolleras, rompeolas exentos, etc.) ocupan más del 70% la línea costera protegida en Europa.

De entre las principales construcciones de este tipo se encuentran los diques exentos y los espigones o diques transversales a la línea de costa.

Diques exentos

Los diques exentos son obras marítimas exteriores, paralelas a la línea de costa, construidos a cierta distancia de la orilla, que protegen de la acción del oleaje una determinada zona del litoral, reduciendo la energía que penetra en ella, y que son capaces de crear zonas de acreción en el tramo de costa que protegen (Bricio Garberi, 2009). En realidad, los diques exentos (Figura 2) tratan de simular el efecto de barras, arrecifes o islas próximas a la orilla que dan lugar a tómbolos (Figura 3). La reducción del oleaje en el área protegida del dique exento ocasiona el depósito de sedimentos, llegando a formar tómbolos.

Los diques exentos se han construido de manera extensiva en todo el mediterráneo español, especialmente desde los años setenta del siglo pasado, aunque su uso no es tan grande como el de los espigones, y no han estado

ausentes de polémica, debido principalmente a la incertidumbre que, los efectos de su construcción provoca en la costa.

Figura 2: Dique exento en la playa de poniente de Águilas (Murcia).



Fuente: Google Earth

Figura 3: Tómbolos en la costa de Mazarrón (Murcia)



Fuente: Google Earth

No obstante, la construcción de la mayoría de ellos, ha demostrado resultados muy positivos en la protección de playas por erosión en todo el mundo (Herbich, 2000). E incluso, hay autores como Galván Alcalá (2020) que proponen eliminar algunos de los diques transversales ya existentes y sustituirlos por diques exentos sumergidos, como en el caso de la costa de Santa Pola (Alicante).

Los que defienden la construcción de estas obras consideran que permiten la creación de una zona de aguas tranquilas, resguardada de la acción directa del oleaje, por lo que no sólo frena la erosión en la playa existente, sino que también crea una superficie de playa nueva y en el caso de una aportación artificial de arena a esa playa, aumenta su vida útil.

Son numerosos los estudios, procedentes de la ingeniería de costas, que han estudiado el efecto que produce un dique exento o un grupo de ellos sobre las costas (De la Peña Olivas y Sánchez Palomar, 2008). Y en el análisis que realizan estos autores pueden encontrarse las diferentes metodologías empleadas en su construcción y cuáles pueden ser más efectivas. Por otra parte, Brico Garberi en 2009 realizó también un amplio estudio sobre el estado del arte de los diques exentos y de las diferentes teorías que intentan explicar el comportamiento, uso y aplicación de los diques exentos en el litoral, así como un completo resumen de las metodologías propuestas por diferentes autores. Concluye indicando que para su diseño se deben tener en cuenta las características propias del emplazamiento de la obra, tanto climatológicas, como geomorfológicas y de dinámica litoral.

Respecto al número de diques exentos construidos en la costa mediterránea española según De la Peña Olivas y Sánchez Palomar (2008), en 2006 era de 70 mientras que en 2021 (según nuestro computo a partir de las imágenes de Google Earth) es de 125, siendo Barcelona y Tarragona las provincias en donde más se han construido.

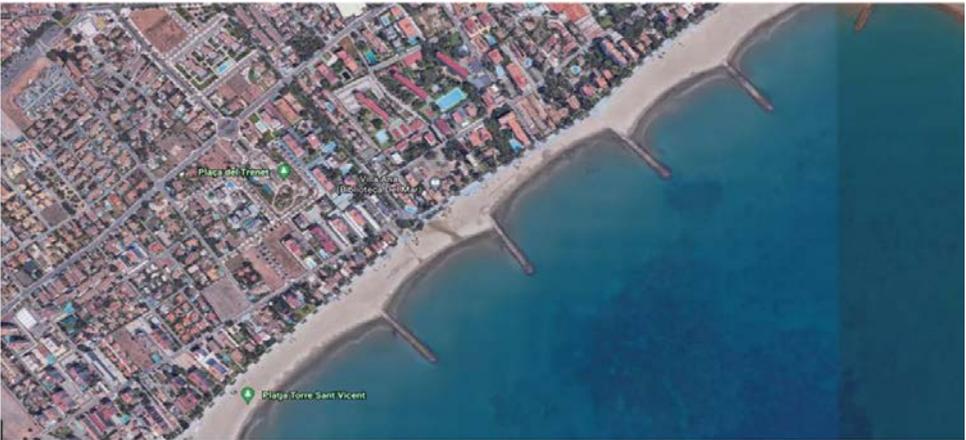
Diques transversales

Los diques transversales son obras perpendiculares a la costa cuyo objetivo es el de interrumpir el transporte longitudinal de sedimentos, induciendo que la propia dinámica litoral genere un tramo de costa adicional allí donde ha habido erosión donde nunca ha existido. Se trata de una medida muy utilizada, aunque hay que prever que el espigón ocasionará una erosión costera en sus inmediaciones, centrándose en este caso aguas abajo de su ubicación con respecto al oleaje predominante. Por ello, es habitual no hacer uso de estos elementos de forma aislada, sino en grupo (Figura 4).

El estudio Erosión (2005) tras analizar diversas actuaciones de técnicas de defensa “duras”, considera que muchas de estas obras han tenido efectos

positivos sólo a corto plazo y localmente. Al cortar la deriva litoral, han privado de aportes sedimentarios a las playas situadas aguas abajo y han dado lugar a una erosión costera acelerada. Los espigones son eficaces sólo sobre un tramo limitado de costa, ya que la erosión se acentúa aguas abajo y requiere la extensión del campo de espigones, creando un efecto dominó. No obstante, hay que mencionar que, habitualmente se diseña una combinación de diques exentos y espigones (De la Peña Oliva y Sánchez Palomar, 2008), como en la costa de Almería (Figura 5).

Figura 4: Sucesión de diques transversales en la costa de Benicasim (Castellón)



Fuente: Google Earth

Figura 5. Construcción de diques exentos y espigones en la costa de Almería



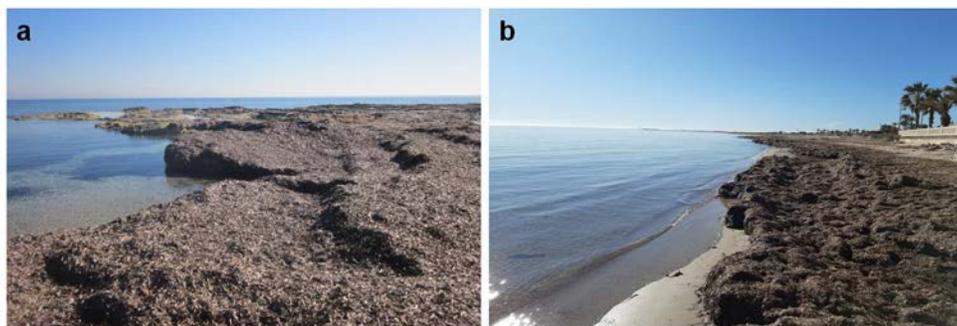
Fuente: Google Earth

5.2.2. Actuaciones blandas o flexibles

Las "actuaciones blandas" hacen referencia a todas aquellas actuaciones que no suponen la construcción de elementos arquitectónicos rígidos, ya sean fijos o móviles. Abarcan medidas de restauración de la vegetación dunar, de protección de las praderas de fanerógamas marinas, como *Posidonia oceanica*, *Zostera marina*, *Cymodocea donosa*, *Zostera noltii* o *Halophila decipiens*, esenciales para evitar la erosión en la playa sumergida, y en la playa emergida, protegida por la acumulación de sus restos muertos (arribazones) (Figura 6).

En el mediterráneo, las fanerógamas como la *Posidonia oceanica* o la *Cymodocea nodosa*, se sitúan en profundidades que van desde 0,5 m hasta los 30 m en condiciones de aguas limpias (Duarte et al., 2001). Aunque desde 1990 las praderas marinas han perdido anualmente un 7% de su superficie en la tierra (Waicott et al., 2009), las praderas marinas tienen un papel fundamental en el medio litoral. En líneas generales, constituyen uno de los ecosistemas más importantes de La Tierra y su papel en el Mediterráneo es fundamental. A nivel biológico, las praderas de posidonia sirven como refugio para multitud de especies, constituyendo la fuente de nutrientes de gran cantidad de especies.

Figura 6. Restos de *Posidonia oceanica* (arribazones) en las playas de (a) Punta de Algas (en el límite sur) y (b) El Mojón (en el límite norte) del Parque Regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar.



Fuente: Francisco Belmonte-Serrato

Además, los arribazones de *Posidonia oceanica* tienen una gran importancia en la dinámica litoral. Y no entender su función de sostén e intercambio de arena entre la playa sumergida y la emergida, es decir, considerar a la parte emergida de las playas como una unidad independiente de la parte sumergida (Roig i Munar, 2001), sin entender las relaciones que guardan entre sí, es una de las causas del fracaso en la protección y restauración de playas.

La berma vegetal que se forma por la acumulación evita la pérdida de sedimentos y disminuye la energía del oleaje de los temporales que causa la erosión costera. Por otro lado, las plantas situadas en el lecho marino mejoran la estabilidad de los fondos.

La retirada de los arribazones se suele dar por razones estéticas, en especial en las playas más frecuentadas por bañistas, que desechan las playas llenas de algas muertas. Sin embargo, esta acción afecta negativamente a las playas. Por un lado, afecta a la morfodinámica de la playa, y también a la pérdida de nutrientes para las especies que la habitan. Pero, sobre todo, causa erosión, tanto de forma directa, ya que la retirada de arribazones arrastra arena de la propia playa (Figura 7), como indirecta, al dejar las playas desprotegidas frente a la acción de los temporales. Además, otro de los problemas más frecuentes de la retirada de los arribazones, deriva de la utilización de maquinaria pesada, la cual puede dañar el *foredune* (Roig i Munar, 2001).

Figura 7. Erosión de playa causada por la retirada de arribazones de *Posidonia oceanica* en la playa de El Mojón, en el límite norte del Parque Regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar.



Fuente :Gustavo Ballesteros

5.3. Actuaciones para la protección de playas y sistemas dunares en el marco del proyecto LIFE-Salinas

El Parque Regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar es el uno de los lugares más afectados por la erosión del litoral español. Desde la creación y posterior ampliación del puerto de San Pedro, la erosión de las playas situadas a sotamar de esta obra litoral han sufrido una erosión costera preocupante que pone en peligro el sistema duna-playa, y las propias instalaciones salineras, cuya actividad sostiene la biodiversidad del parque. Además de los efectos del cambio climático, eventos como la tormenta Gloria (cuyos efectos ya se han comentado en el capítulo 4), se han sumado a la degradación de las dunas, las cuales mantienen el escaso stock de sedimentos en el litoral mediterráneo del parque.

Entre las medidas que se han adoptado, se incluyen acciones para evitar la erosión de la playa y proteger las dunas costeras de la zona más erosionada, inmediata al dique norte del puerto, la denominada "Playa de las salinas".

Las dunas costeras son elementos del paisaje que, en realidad, se corresponden con una continuación de las playas de arena hacia el interior. Las dunas están íntimamente ligadas a las playas arenosas. Estos dos sistemas evolucionan mutuamente ajustados mediante el intercambio de sedimentos (Sherman y Bauer 1993). Por este motivo, las dunas juegan un papel fundamental en los sistemas costeros. Además de su importancia como ecosistemas con gran cantidad de especies vegetales y animales, las dunas protegen a la costa de los temporales. Por otro lado, el paisaje que conforman es un atractivo turístico.

En los sistemas dunares, el transporte debe tener la capacidad de mover el sedimento de las playas hacia el interior, al menos una parte del año. De la misma manera que el dominio del oleaje influye en la distribución de los sedimentos en la playa, el viento es el elemento principal de la formación y la dinámica de las dunas.

Además de la interacción del viento sobre la arena, existen otros componentes que determinan la morfología que presentan estos sistemas. Los elementos existentes en la topografía resultan fundamentales en la formación y evolución de las dunas. También es necesario que las playas del sistema cuenten con arenas de tamaño de grano adecuado para ser transportado por el viento. A pesar de la menor cobertura de las dunas embrionarias, la vegetación permite la acumulación de arena y tiene una influencia notable en los flujos del viento.

En un ambiente con constantes cambios como el Mediterráneo, la transformación de los usos del suelo se convierte en una de las grandes amenazas de las dunas y con ello, de los sistemas duna-playa. Otras medidas

antrópicas, como la gestión de las playas como producto turístico, puede convertirse en un problema de degradación. La limpieza de playas realizada con maquinaria contribuye a la degradación de las playas ya que, esta acción, destruye la vegetación que permite la acumulación de arena que forman las dunas embrionarias, y tienen la capacidad de sacar parte del sedimento del sistema duna-playa.

5.3.1. Gestión de los sistemas dunares de las playas de La Llana. Actuaciones de regeneración dunar.

Uno de los objetivos principales del Proyecto LIFE-Salinas, es frenar la erosión provocada por la acción antrópica en el sistema dunar de la playa de la Llana, debido a la construcción del puerto de San Pedro del Pinatar.

Esta área, está condicionada por la deriva litoral, la refracción del oleaje ocasionada por el dique de poniente del puerto, la morfología de las dunas y la alta densidad de visitantes debido a la situación de los accesos. Mientras en las playas situadas al norte del puerto (Playa de la Torre Derribada), los turistas disponen de varios accesos, que permiten una redistribución de la intensidad de uso. En la zona sur, debido a la disposición del puerto, las charcas salineras y el sistema dunar, existen solamente dos accesos para 3.200 metros de playa (Figura 8). El primero de ellos está situado al norte de las playas, junto al dique de poniente. En donde se ubica un amplio parking y un área de restauración perteneciente al puerto, que sirve de reclamo al turismo, por lo que el primer tramo de 2 Km de las playas de la Llana (playa de las Salinas y playa de la Barraca Quemada), reciben una gran cantidad de turistas que sobrepasan el límite recomendable para playas no urbanas.

El segundo acceso se sitúa en el límite sur del parque. El paseo de la mota conecta el núcleo urbano de Lo Pagán (San Pedro del Pinatar) con la playa de Punta de Algas. En esta vía no está permitido el tráfico rodado motorizado, por lo que la carga turística es menor en la zona sur. Sin embargo, la fuerte erosión de la playa y la desaparición de la primera línea de dunas, ha motivado la ocupación de las dunas de esta área que en la actualidad se haya muy degradada, debido en parte a los cambios de hábito de los visitantes debido al estado de anoxia del Mar Menor provocado por la contaminación procedente de los regadíos de la cuenca del campo de Cartagena (entre otros factores).

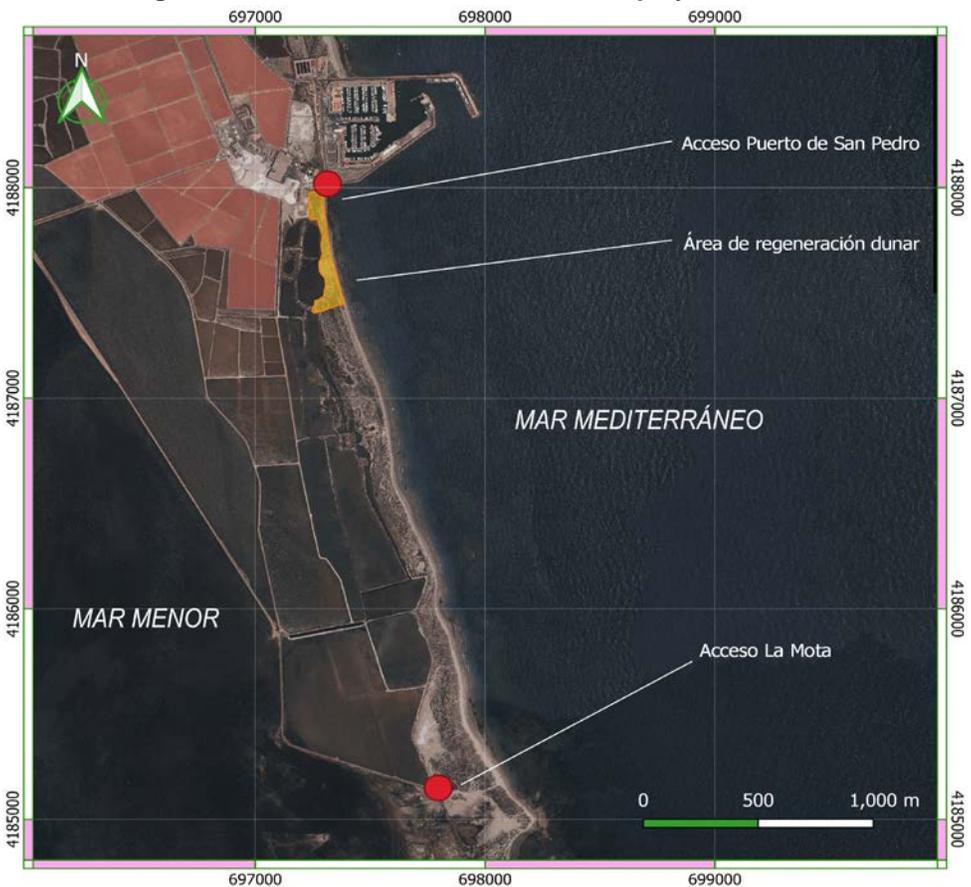
La construcción del Puerto de San Pedro del Pinatar ha ocasionado la interrupción del transporte longitudinal de sedimentos procedente del norte (playa de la Torre Derribada), con las siguientes consecuencias:

- La pérdida de sedimentos ha provocado la erosión de la playa de las Salinas, la playa de la Barraca Quemada y la playa de Punta de Algas. Con un retranqueo de más de 100 m y un pérdida superficial de playa de 117.797 m²

(11,7 ha), en el periodo 1956-2020. La mayor del litoral de la Región de Murcia.

- Esta erosión constituye, a su vez, una amenaza para los hábitats presentes en las dunas del parque (Figura 9), entre los que se encuentran el prioritario 1510* "Estepas salinas mediterráneas (Limonietalia)", compuesto por formaciones ricas en plantas sobre suelos temporalmente húmedos de agua salina.
- Por otra parte la erosión amenaza las instalaciones de la explotación salinera de la empresa Salinera Española S.L., que además de la producción de sal permite el mantenimiento de la biodiversidad (fundamentalmente de aves acuáticas) del Parque Regional Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar y que, a su vez, constituye uno de los grandes atractivos turísticos del parque.

Figura 8. Situación de los accesos a las playas de La Llana.



Fuente: Elaboración propia

Figura 9. Hábitats presentes en el área de actuación.



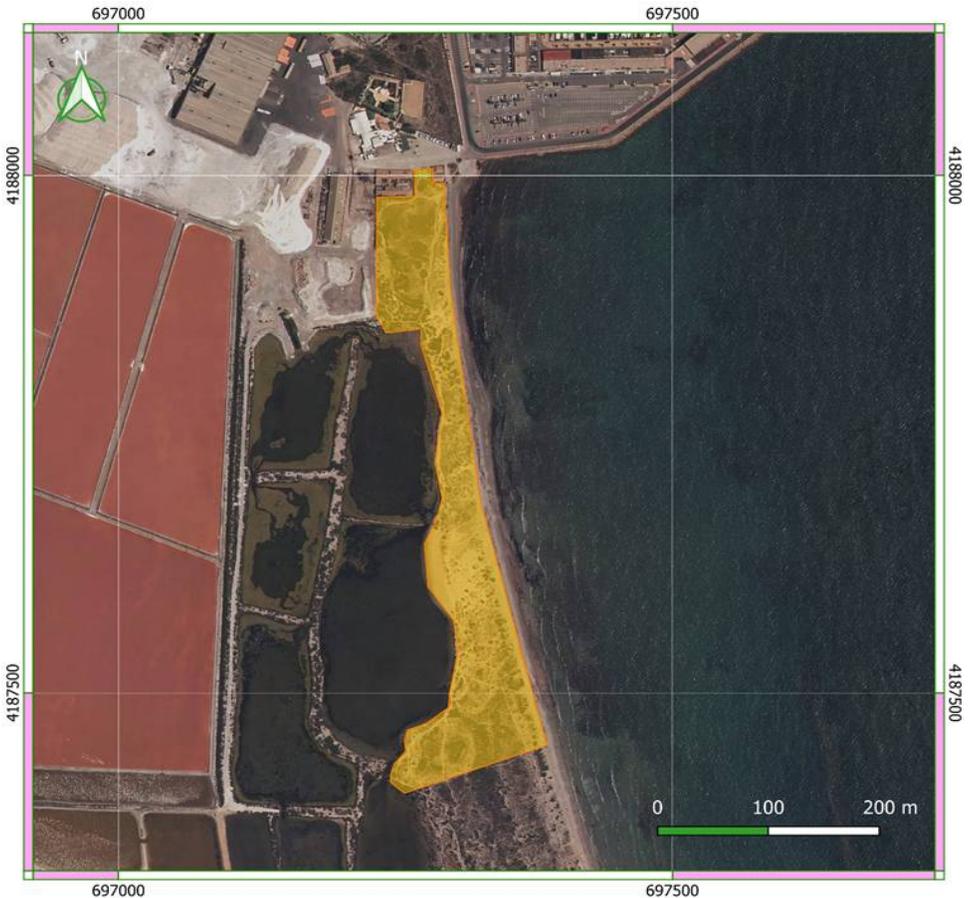
Fuente: Elaboración propia

1. Actuación de regeneración dunar: vallado perimetral

Como primera medida de actuación, antes del inicio del resto de trabajos de restauración, fue necesario la instalación de una valla perimetral de bajo impacto (tipo cinegético), que cerró una superficie de 1,8 Km de perímetro del área de actuación (Figura 10). El objetivo de este vallado provisional, era impedir el paso al área de actuación en el que se realizaría la restauración dunar, en tanto esta restauración no estuviera consolidada. Y, es posible que haya que mantenerlo durante un tiempo, ya que uno de los problemas de las dunas de la Llana, y de las dunas en general, es la generación de *blowouts*, plataformas erosivas comunes en sistemas costeros (Mir-Gual et al., 2013) causadas fundamentalmente por los senderos que se generan debido al pisoteo de senderistas o paseantes. Según su morfología, estas formas erosivas pueden ser de tres tipos (Hesp, 2002). La primera, denominada *saucer blowout*, por su parecido con un plato, posee una forma de tendencia circular. La segunda es alargada y rompe las dunas de manera perpendicular (*trough blowout*). Aunque las formas que pueden tener los *blowouts* son muy variables, existe una tercera forma que puede considerarse la suma de las dos anteriores (*cup blowout*). En el área de actuación se encontraron *blowouts* correspondientes a las tres tipologías (Figura 11), además de una extensa red de senderos que amenazaban con extender la erosión dunar; así que, la primera medida de actuación para la

regeneración, pasaba necesariamente por la instalación de un vallado del área, junto con la instalación de cartelería informativa que explicara la necesidad de la misma para la protección del sistema dunar.

Figura 10. Área de actuación de vallado perimetral y regeneración dunar



Fuente: Elaboración propia

2. Actuación de regeneración dunar: captadores de arena

Tras el vallado perimetral, llevaron a cabo el resto de actuaciones, empezando por la instalación de captadores de arena, cuyo objetivo era impedir la progresión de la erosión y facilitar la "construcción" de nuevas dunas. En total se instalaron 2.500 m lineales de captadores elaborados con cañizo (tallos secos de *Arnudo donax* cosidos con alambre) (Figura 12).

Figura 11. Blowouts en la parte central del área de actuación



Fuente Francisco Belmonte Serrato

Figura 12. Regeneración de dunas mediante captadores de arena



Fuente Francisco Belmonte Serrato.

Los captadores sustituyen la función de la vegetación pionera en la construcción de las dunas costeras, reducen la velocidad del viento por fricción y disminuyen el recorrido de arena transportada, permitiendo que esta se acumule en zonas específicas del sistema dunar. Además, su naturaleza flexible, facilita una pendiente naturalizada. Por otro lado, los captadores de arena cortan los senderos que se han creado debido al paso continuo de los visitantes. Tras dos años, su éxito ha sido limitado, ya que el problema principal de la playa y las dunas de La Llana es la falta de alimentación de arena a causa del puerto. Aún así, aunque de forma lenta, están cumpliendo su objetivo.

Algunas de las ventajas de la instalación de captadores de arena respecto de la utilización de maquinaria pesada son su bajo coste económico, la reducción del daño sobre el medio y la generación de dunas con una morfología naturalizada.

La elección de la ubicación de los captadores se realiza de forma perpendicular a los vientos predominantes que, en el caso del Parque Regional Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar proceden del este y noreste.

3. Actuación de regeneración dunar: retirada de plantas exóticas invasoras

Antes de proceder a la revegetación con especies dunares, se procedió a realizar una primera batida de retirada de especies exóticas invasoras (EEI) en el área de actuación, como *Carpobrotus acinaciformis* y *Agave americana* (esta última muy afectada por el picudo negro). Además, existían ejemplares dispersos de *Lantana camara*, *Eucalyptus camaldulensis*, *Arundo donax*, *Cylindropuntia sp.*,

Nicotiana glauca, *Yucca sp*, *Myoporum tenuifolium*, *Eleagnus angustifolia*, *Aeonium arboreum*, *Kalanchoe sp.pl.* y *Lonicera japonica*.

Posteriormente, la retirada de EEI, se extendió al resto de las 115 ha de arenales y dunas del parque regional, y a lo largo de los cuatro años del proyecto (Figura 13). La mayor parte de los trabajos se realizaron con medios manuales, excepto en lugares de alta infestación donde era posible el acceso con maquinaria (retroexcavadora). Y en conjunto se han retirado más de 63 t (204 m³), que fueron enviadas a una planta de compostaje.

El seguimiento de las parcelas de control de EEI muestra unas bajas tasas de rebrote en todas las especies, excepto en *Agave americana*. En todos los sectores se están realizando sucesivos repasos, en ocasiones hasta cinco repasos anuales, con el fin de garantizar la utilidad de los controles. Además, como medida para reducir la entrada de estas especies al espacio protegido, se ha trabajado en la retirada de EEI en las zonas ajardinadas próximas a las dunas. También se han desmontado y retirado antiguos vallados ejecutados en las dunas que no resultaban funcionales en la actualidad y que reducían la naturalidad de los hábitats.

Figura 13. Acumulación de restos de plantas exóticas tras su retirada.



Fuente: Foto de Jorge Sánchez Balibrea.

4. Actuación de regeneración dunar: revegetación con especies dunares.

Además de la retirada de EEI, se procedió a la repoblación de especies dunares propias de la zona. En total se realizó la plantación de 16.361 ejemplares de 24 especies configuradoras de los hábitats de interés comunitario (Tabla 1). Si bien en un principio, la intervención estaba más orientada a la plantación de los hábitats 1510* Estepas salinas mediterráneas (*Limonieta*) y 2250* Dunas litorales con *Juniperus spp*, el análisis de la nueva cartografía detallada de hábitats permitió un diseño a pequeña escala que amplió notablemente los tipos de hábitats a restaurar (1210 Vegetación anual sobre desechos marinos acumulados, 1410 Pastizales salinos mediterráneos (*Juncetalia maritimi*), 2210 Dunas fijas del litoral del Crucianellion *maritimae* y 2260 Dunas con vegetación esclerófila de Cisto-Lavanduletalia).

Tabla 1. Especies y número de plantones introducidos en la revegetación

Especie	Nº de plantas	Especie	Nº de plantas
<i>Asparagus macrorrhizus</i>	50	<i>Lotus creticus</i>	901
<i>Calystegia soldanella</i>	64	<i>Lycium intricatum</i>	54
<i>Crucianella maritima</i>	216	<i>Medicago marina</i>	216
<i>Cyperus capitatus</i>	458	<i>Pancratium maritimum</i>	386
<i>Echinophora spinosa</i>	2	<i>Pistacia lentiscus</i>	305
<i>Elymus farctus</i>	4028	<i>Periploca angustifolia</i>	6
<i>Eryngium maritimum</i>	702	<i>Rhamnus lycioides</i>	98
<i>Helianthemum marminorense</i>	505	<i>Sarcocornia fruticosa</i>	564
<i>Helichrysum stoechas</i>	836	<i>Scirpus holoschoenus var. Romanus</i>	1818
<i>Juncus acutus</i>	695	<i>Sporobolus pungens</i>	1431
<i>Juniperus turbinata</i>	340	<i>Teucrium dunense</i>	1708
<i>Limonium cossonianum</i>	978		
Total 16.361			

Fuente: Elaboración propia

En la recuperación se tuvo muy presente la inclusión de especies de flora amenazada, como *Juniperus turbinata* Guss. (en peligro de extinción según el Decreto 50/2003) (Figura 14), *Asparagus macrorrhizus* (especie cuya inclusión en el CNEA está prevista en breve), *Helianthemum marminorense* (vulnerable según Decreto 50/2003), *Echinophora spinosa* L. (vulnerable Decreto 50/2003), así como otras especies amenazadas a nivel regional pero que no están catalogadas, como *Calystegia soldanella*.

Igualmente, el proyecto en su conjunto ha contribuido a la conservación y mejora de los hábitats y/o la detección en campo de otros taxones amenazados tales como *Senecio glaucus* L., *Lavatera mauritanica* Durieu y *Halocnemum strobilaceum*.

Las plantaciones se concentraron en las zonas desprovistas de vegetación, tales como senderos o áreas de deflación (blowout) (Figura 15). Y las parcelas de seguimiento de la cobertura vegetal indican que las acciones combinadas de vallado, captadores de arena y plantación han permitido una recuperación extraordinaria de los hábitats de interés comunitario en tan sólo 2 años (Figura 16).

Tanto los trabajos de retirada de EEI, como los de plantación de especies dunares, han sido posibles gracias a la colaboración social contemplada en el marco del proyecto a través del voluntariado. En los cuatro años de duración del proyecto se han llevado a cabo casi medio centenar de actividades y han

participado más de un millar de voluntarios (Figura 17). Los voluntarios han intervenido activamente en la restauración de los hábitats y en la retirada de EEI.

Figura 14. Plantones de *Juniperus turbinata*



Fuente: Jorge Sánchez Balibrea

Figura 15. Zonas prioritarias de plantación de especies dunares



Fuente: Jorge Sánchez Balibrea

Figura 16. Recuperación de la vegetación dunar tras dos años de actuación



Fuente: Jorge Sánchez Balibrea

Figura 17. Convocatoria de voluntariado para la plantación en dunas



SAN PEDRO DEL WINTER



NATURA 2000



LIFE

LIFE17NAT/ES/000184
Financiado con la colaboración del
Programa LIFE de la Unión Europea



10:00 horas

Voluntariado:

Plantación de la duna de la Llana

<https://www.google.es/maps/place/Playa+de+La+Llana/@37.8198529,-0.7625169,15.75z>

Entrada de las Playas de La Llana

Confirmar asistencia a mambiente.cartagena@navantia.es

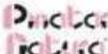
Teléfono contacto para la actividad
620252847



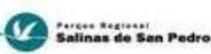





ANSE



Pueblos Rurales



Parque Regional Salinas de San Pedro

Con el apoyo de:



Ministerio de Medio Ambiente, Cambio Climático y Transición Energética



Fundación Biodiversidad

5. Actuación de regeneración dunar: protección del frente dunar.

La retirada sistemática, antes del inicio de la temporada estival, de arribazones de *Posidonia oceanica* en todo el frente mediterráneo de las playas de La Manga del mar Menor, por parte de los ayuntamientos costeros, ha permitido disponer de una gran cantidad de material para poder llevar a cabo una actuación de protección del frente dunar, ante la erosión generada por la intensa presión turística y el efecto de los cada vez más intensos temporales, como el sufrido por la Tormenta Gloria, ya comentado en el capítulo 4, que ocasionó la pérdida de entre 3 y 5 metros de frente dunar. Pérdida que no habría sido de tal magnitud, si no se retiraran los arribazones que se acumulan en la playa de forma natural (ver figura 6).

La restauración de esta área se realizó estableciendo un cordón de posidonia procedente de la retirada selectiva desde otros puntos de la costa de la Región de Murcia (Figura 18a). Lo que ha contribuido a reparar el frente y solucionar los problemas de blowouts que cortaban las dunas perpendicularmente (Figura 18b).

Figura 18. a): Acumulación de arribazones de *Posidonia oceanica* en la playa de El Mojón. b) Traslado de arribazones a la playa de Las salinas y establecimiento de un cordón de protección del frente dunar.



Fuente: Francisco Belmonte Serrato

5.3.2. Gestión de recuperación de playas.

Actuación de reposición de playa mediante bypass de arena.

Aunque esta no es una medida que se haya realizado desde el proyecto LIFE-Salinas, entra dentro de las actuaciones blandas para la protección de las playas y los sistemas dunares.

La reposición de playa, en los primeros 100 metros de la playa de Las Salinas. (entrada norte de las playas de La Llana), se ha llevado a cabo por la Demarcación de costas en la Región de Murcia, mediante un bypass de arena en la zona de acumulación, de la playa próxima al dique norte del puerto de San Pedro del Pinatar (Playa de la Torre Derribada) (Figura 19).

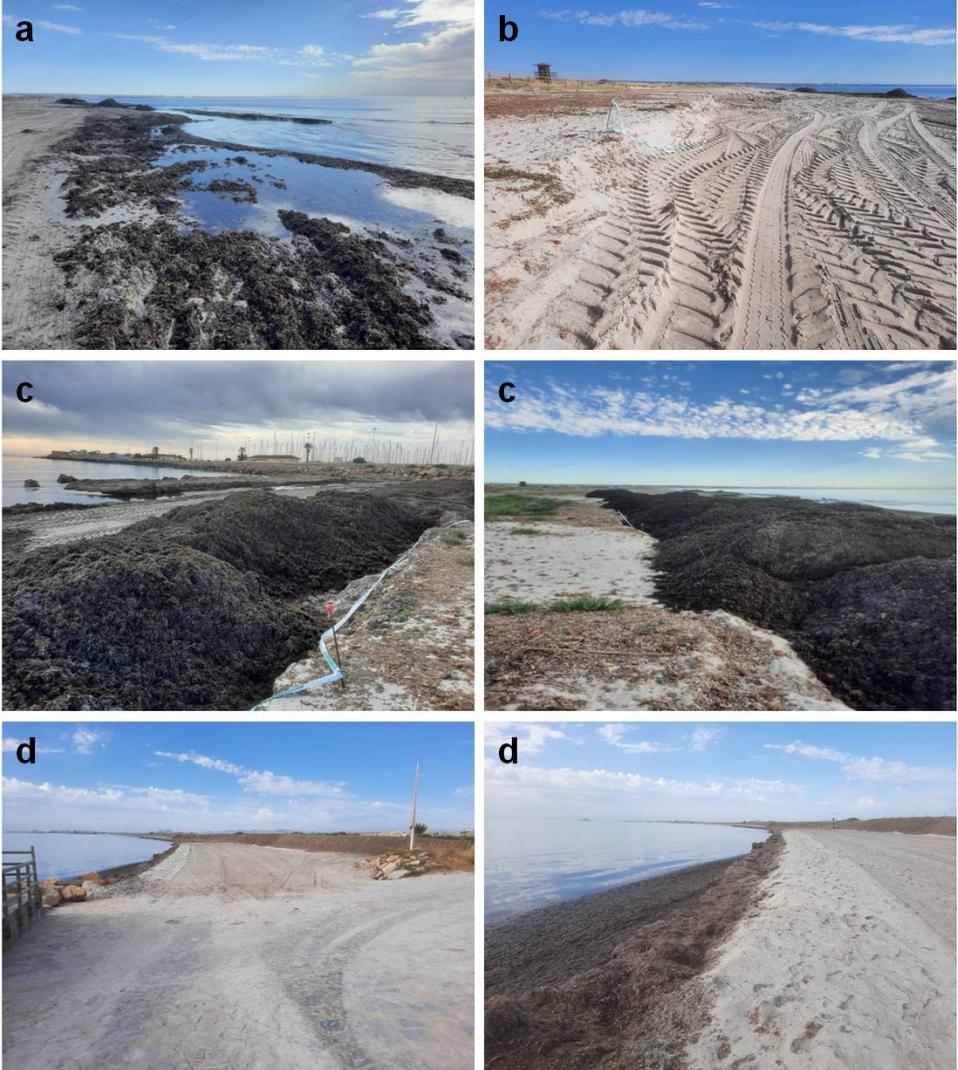
El procedimiento se realizó mediante la retirada inicial de los arribazones (Figura 19 a), la extracción posterior de arena (Figura 19b), la protección del escalón generado por la extracción, mediante la colocación de un cordón de los arribazones previamente retirados (Figura 19c) y el traslado de la arena al inicio de la playa de Las Salinas (Figura 19d), reponiendo con ello la pérdida de arena que cada año se produce a consecuencia de los temporales invernales y que de otro modo no podría reponerse, debido al obstáculo que supone el puerto a la dinámica litoral que mueve los sedimentos N-S.

Esta es una acción que es necesario realizar todos los años. La erosión en el tramo inicial de la playa de Las Salinas, a causa de la acción del puerto sobre la dinámica litoral, ha alcanzado tal magnitud que todos los inviernos el mar invade la playa (perfil de invierno), golpeando directamente sobre el cordón dunar. Hay que resaltar que ese tramo de playa ha perdido, a causa del puerto, desde los años 50 del siglo XX, una anchura de más de 100 metros (Ibarra Marinas et al., 2021a). Y es esta falta de aporte de sedimentos por la dinámica litoral, obstaculizados por el puerto, la que impide la recuperación del perfil de verano, haciendo imprescindible la reposición de arena.

5.4. Replicabilidad de las acciones de gestión costera del Proyecto Life Salinas en el Mediterráneo.

Dentro de los Programa LIFE, los conceptos de replicabilidad y transferibilidad van más allá de la difusión y la transferencia de conocimiento. Se refieren a actividades y enfoques, integrados en las acciones que se llevan a cabo, que tienen como objetivo facilitar la replicación y transferencia de resultados y experiencias del proyecto, fuera del ámbito territorial del mismo (otras regiones o países), e incluso a otros sectores o entidades (administrativas o empresariales). La replicabilidad y la transferibilidad hacen posible que los resultados puedan extenderse fuera del contexto del proyecto.

Figura 19. a): Retirada de arribazones de *Posidonia oceanica* en la playa de La Torre Derribada. b) Extracción de arena. c) Establecimiento de un cordón de protección del escalón ocasionada. d) Reposición de arena en la zona de acceso a la playa de Las salinas.



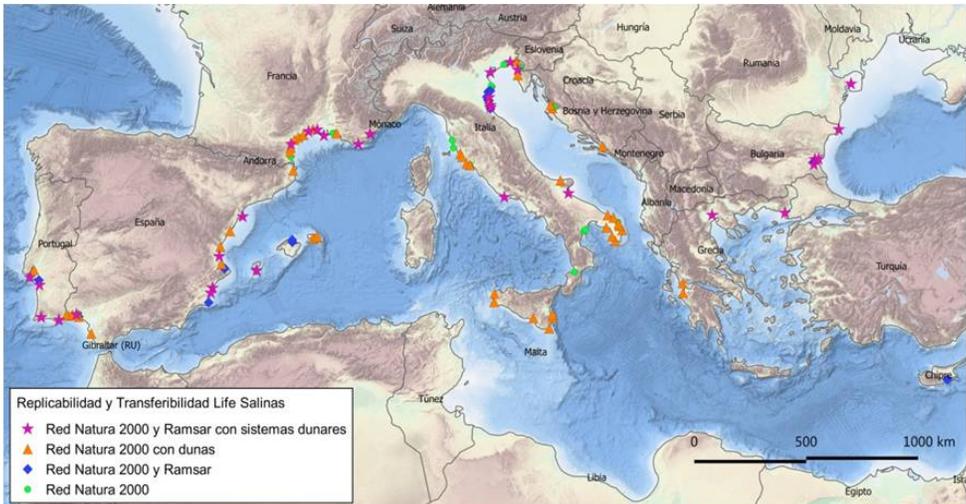
Fuente Francisco Belmonte Serrato

Las acciones llevadas a cabo en el Parque Regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar son extrapolables a otros espacios protegidos del Mediterráneo.

Un análisis de las posibilidades de replicación del conjunto de las acciones del proyecto (Ibarra et al., 2021b) mostró que las acciones de restauración y conservación de dunas (colectores de arena, control de especies exóticas y revegetación) podían ser replicadas en 103 sitios con sistemas dunares de todos los incluidos en la Red Natura 200 en el ámbito europeo mediterráneo (Figura 20), por lo que las acciones de gestión dunar son las más replicables del proyecto en el Mediterráneo.

Además, en 71 de estos espacios mediterráneos, estas acciones podrían apoyarse con la gestión de arribazones de praderas marinas para su protección frente a los temporales marítimos, ya que frente a la costa de estos 71 sitios existen praderas de *Posidonia oceánica* u otras fanerógamas capaces de generar banquetas que pueden ser utilizadas para la protección del frente dunar.

Figura 20. Humedales declarados sitios Ramsar incluidos en la Red Natura 2000 en el ámbito Mediterráneo europeo.



Fuente: Elaboración propia.

5.5. Referencias

- ACORIM (2017). Soluciones alternativas para la construcción de las costas. Atlantic Network for Coastal Risk Management. https://corimat.net/wp-content/uploads/2017/03/2_Outil2_56P_ES.pdf.
- Berdalet, E., Marrasé, C., Pelegrí, J.L. (Eds.) (2020). Resumen sobre la Formación y Consecuencias de la Borrasca Gloria (19-24 enero 2020). Institut de Ciències del Mar, CSIC Institut Català de Recerca per a la Governança del Mar. 38 pp, DOI: 10.20350/digitalCSIC/12496.

- Bricio Garberí, L. (2009). Comportamiento funcional y ambiental de los diques exentos de baja coronación y su importancia en la ingeniería de costas. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid.
- Dawahidi, T., Ibarra-Marinas, A.D., Gomariz-Castillo, F. (2019). Estimación de la subida del nivel del mar por efecto del Cambio Climático mediante datos de mareógrafos y la serie de satélite. *Anales de Geografía de la Universidad Complutense* 39(1):39-58.
- De la Peña Olivas, J.M^a., Sánchez Palomar, F.J. (2008). Diques exentos: inventario y comportamiento en las costas españolas. *Ingeniería Civil* 149, 65-76.
- Diéz, J.J. (2003). Experience for shore protection in Spain. In: Ewing, L., Herrington, T. Maggon, O (Eds), *Urban Beaches*. ASCE, pp. 14-30.
- Duarte, C. y Kirkman, H. (2001). Methods for the measurement of seagrass abundance and depth distribution. *Global Seagrass Research Methods*, En: Short, F. T. and Coles, R. G. (Eds.) Elsevier Science
- EuroSION (2005). Vivir con la erosión costera en Europa - Sedimentos y espacio para la Sostenibilidad. Oficina para las publicaciones de las Comunidades Europeas. 40 pp.
- Galván Alcalá, R. (2020). Estudio de soluciones para la regeneración de la playa de Santa Pola (Alicante). TFG. Universidad Politécnica de Valencia. 152 pp
- Gómez Zotano, J. 2014. La degradación de dunas litorales en Andalucía: Aproximación geohistórica y multiescalar. *Investigaciones Geográficas*, 62 23-39.
- Gouldby, B Samuels, P. (2005). Language of Risk, Project Definitions. FLOODsite Project Report, T32-04-01, EU GOCE-CT-2004-505420.
- Herbich, J.B. (2000): *Handbook of Coastal Engineering*. Cap. 5. Nueva York. McGraw-Hill.
- Hesp, P. (2002). Foredunes and blowouts: initiation, geomorphology and dynamics. *Geomorphology*, 48(1-3): 245-268.
- Ibarra-Marinas, A.D., Belmonte-Serrato, F., Ballesteros-Pelegrín, G.A., García-Marín, R. (2021^a). Evolution of the Beaches in the Regional Park of Salinas and Arenales of San Pedro del Pinatar (Southeast of Spain) (1899–2019). *ISPRS Int. J. Geo-Inf.*, 10, 200. <https://doi.org/10.3390/ijgi10040200>
- Ibarra Marinas, A.D., Belmonte Serrato, F., Ballesteros-Pelegrín, G.A.; García-Marín, R. 2021b. Analysis of Replicability of Conservation Actions across Mediterranean Europe. *Land*, 10(6): 598.
- Koroglu, A., Ranasinghe, R., Jiménez, J.A., Dastgheib, A. (2019). Comparison of Coastal Vulnerability Index applications for Barcelona Province. *Ocean & Coastal Management*, 178, 104799.

- Mir-Gual, M., Pons, G.X., Martín-Prieto, J.A., Roig-Munar, F.X. RodríguezPerea, A. (2013). Geomorphological and ecological features of blowouts in a western Mediterranean coastal dune complex: a case study of the Es Comú de Muro beach-dune system on the island of Mallorca, Spain. *Geo-Marine Letters*, 33, 129-141.
- MMA (2008): Directrices sobre actuaciones en playas. Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de Costas. 41 pp.
- Rangel-Buitrago N., Neal W.J. (2018) Coastal Erosion Management. In: Finkl C., Makowski C. (eds) *Encyclopedia of Coastal Science*. Encyclopedia of Earth Sciences Series. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-48657-4_409-1
- Roig i Munar, F.X. (2001). El conocimiento de la *posidonia oceánica* y sus funciones ecológicas como herramienta de gestión litoral. la realización 295 de encuestas a los usuarios de playas y calas de la isla de Menorca. *Papeles de Geografía*, 34, 271-280.
- Waycott, M. Duarte, C.M. Carruthers, T.J. Orth, R.J. Dennison, W.C. Olyarnik, S.; Calladine, A. Fourqurean, J.W. Heck, K.L; Hughes, A.R. (2009). Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 106, 12377–12381.
- Tragaki, A., Gallousi, C., Karymbalis, E. (2018). Coastal Hazard Vulnerability Assessment Based on Geomorphic, Oceanographic and Demographic Parameters: The Case of the Peloponnese (Southern Greece). *Land*, 7, 56. <https://doi.org/10.3390/land7020056>

