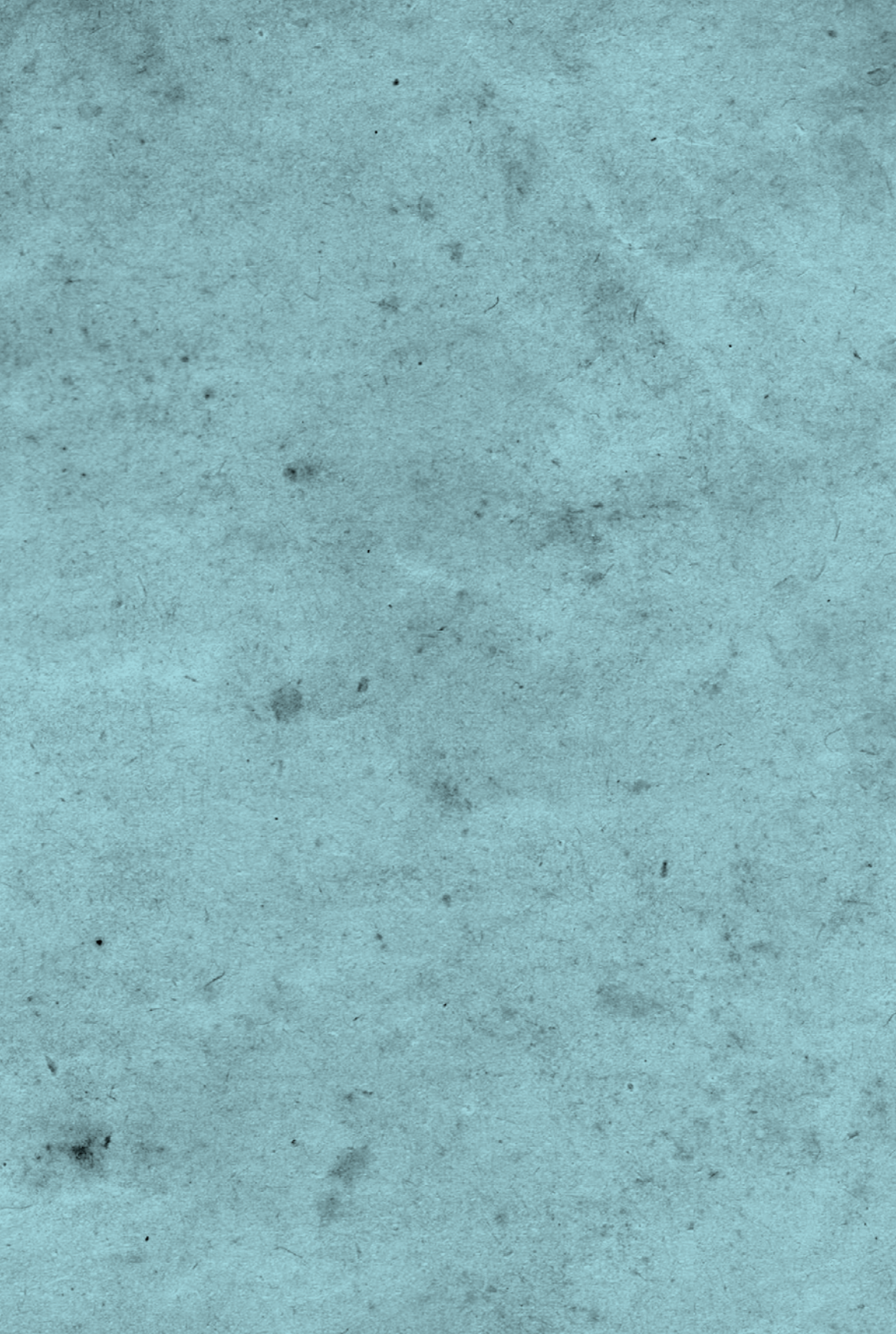


Capacitat de càrrega i gestió adaptativa
per a la preservació dels ecosistemes marins i costaners



**CAPACITAT DE CÀRREGA I GESTIÓ ADAPTATIVA
PER A LA PRESERVACIÓ DELS ECOSISTEMES
MARINS I COSTANERS**

Carolina Martí Llambrich
(ed.)

Dades CIP proporcionades per la biblioteca de la UdG

CIP 504.42 CAP

Capacitat de càrrega i gestió adaptativa per a la preservació
dels ecosistemes marins i costaners / Carolina Martí
Llambrich (ed.). – Girona : Documenta Universitaria,
2020. – 119 pàgines : il·lustracions, taules, mapes ; cm.
-- (Quaderns de medi ambient ; 7)

Textos en català i en castellà
ISBN 978-84-9984-555-5

I. Martí, Carolina, editor literari II. Contenidor de (obra): Sardá,
Rafael. Hacia una gestión integrada de la zona costera basada en
la gestión por ecosistema 1. Zonas costaneras – Ordenació
2. Ecologia marina
CIP 504.42 CAP

Qualsevol forma de reproducció, distribució, comunicació pública o transformació d'aquesta obra només pot ser realitzada amb l'autorització dels seus titulars, llevat excepció prevista per la llei. Dirigiu-vos a CEDRO (Centro Español de Derechos Reprográficos) si necessiteu fotocopiar o escanejar algun fragment d'aquesta obra (www.conlicencia.com; +34 91 702 19 70 / +34 93 272 04 47).



Taula de Cogestió
Marítima del
Litoral del Baix Empordà

Universitat de Girona
Institut de Medi Ambient



Generalitat de Catalunya
Departament d'Agricultura,
Ramaderia, Pesca i Alimentació



Generalitat de Catalunya
Departament de Territori
i Sostenibilitat



Unió Europea
Fons Europeu
Marítim i de la Pesca



Museu de la Pesca
PALANQUES COSTA BRAVA

Revisió dels textos originals: Carolina Martí Llambrich

© del text: els autors

© de l'edició: Documenta Universitaria

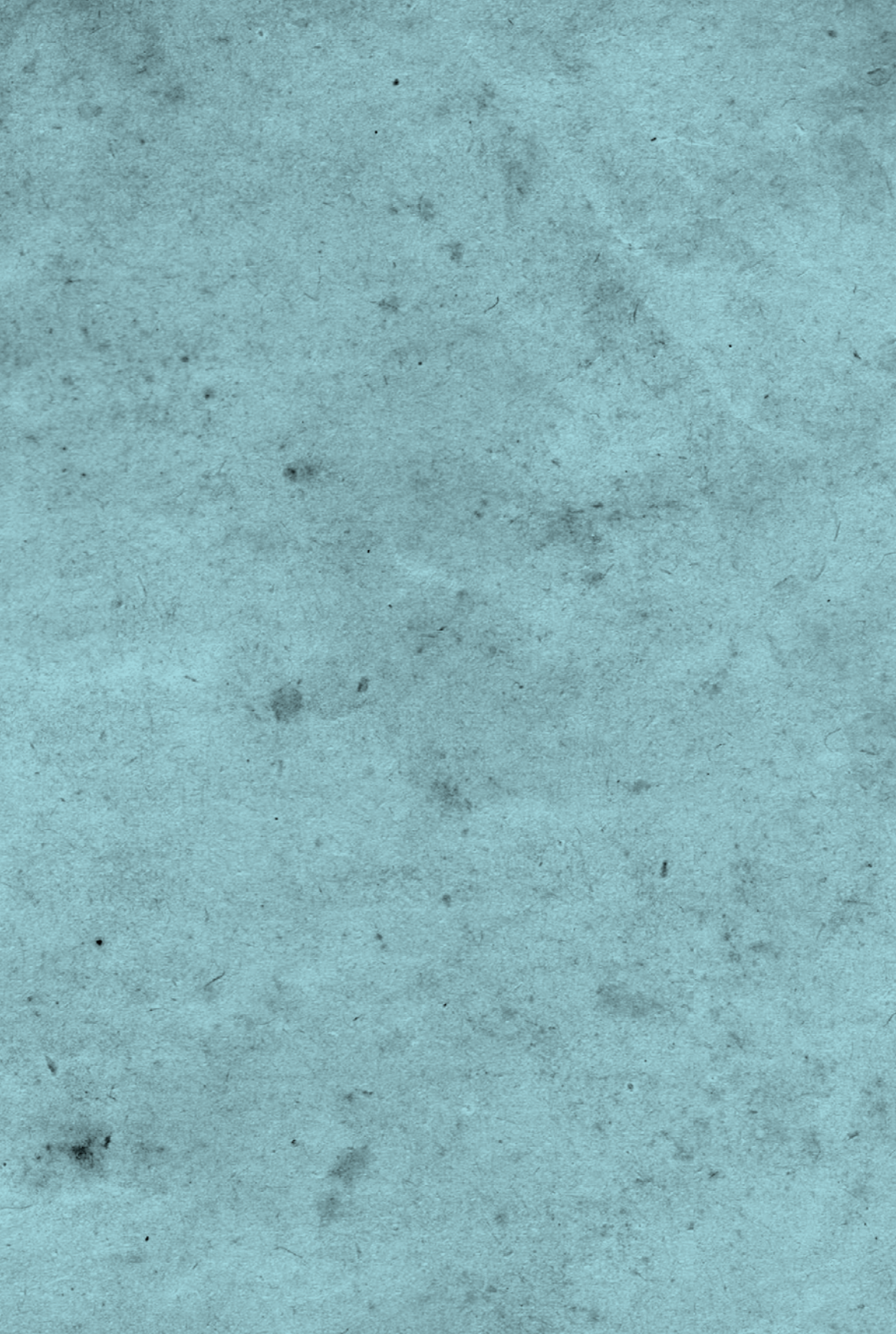
ISBN: 978-84-9984-555-5

DOI: 10.33115/b/9788499845524

Impress a Catalunya
Girona, 2020

ÍNDIX

Pròleg	9
CAROLINA MARTÍ LLAMBRICH	
Hacia una Gestión Integrada de la Zona Costera basada en la Gestión por Ecosistema	17
RAFAEL SARDÁ	
Conceptos y límites de las zonas costeras y marinas para una gestión integrada a partir de la capacidad de carga y los valores ecosistémicos.....	33
MARÍA DE ANDRÉS GARCÍA	
Corresponsabilidad, coparticipación y cogestión en la Evaluación Socioecológica Integrada	49
JAVIER GARCÍA-ONETTI	
La gestión del litoral a través del estudio de la capacidad de carga ecológica, física y perceptual. El caso de Menorca, islas Baleares	73
FRANCESC XAVIER ROIG-MUNAR, CARLA GARCIA-LOZANO Y JOSEP PINTÓ	
Com analitzar i regular els usos en funció de l'establiment d'una capacitat de càrrega adaptativa? El cas de la reserva natural parcial marina de les Medes	87
RAMON ALBERT ALTURO MONNÉ	
Cogestió de l'estat ecològic i les pressions de les pesqueries de lluç, gamba i sonso.....	105
MONTSERRAT DEMESTRE, LAURA RECASENS I JOAN B. COMPANYY	



PRÒLEG

CAROLINA MARTÍ LLAMBRICH¹

Geògrafa. Directora de l'Institut de Medi Ambient – Universitat de Girona

L'estat de l'entorn terrestre i marí actual és el resultat de l'ús i les pressions que els éssers humans hem exercit sobre el sistema natural al llarg de la història. Aquesta evolució ha generat uns efectes que han alterat i deteriorat l'entorn natural produint l'estancament o la degradació de molts ecosistemes. I les problemàtiques esdevenen més greus a la zona litoral on a la fragilitat dels ecosistemes s'afegeix la concurrència de multiplicitat d'usos, fet que origina el col·lapse de les unitats ambientals.

Avui dia, en un afany de revertir les múltiples situacions crítiques en què es troben aquests ecosistemes, la majoria d'organismes i institucions involucrades en la conservació de la natura, tant internacionals com nacionals, adopten progressivament complexos models de planificació i gestió territorial basats en les relacions ecològiques, socials i econòmiques que interactuen en una regió. Aquest enfocament ecosistèmic promou l'equilibri i l'harmonia entre la funcionalitat dels ecosistemes naturals i l'ús o explotació dels beneficis socials i econòmics que aquests proporcionen, els anomenats serveis ecosistèmics. La gestió ecosistèmica cerca gestionar d'una manera sostenible, integral i dinàmica el conjunt de relacions i processos interdependents d'aquests sistemes ecològico-econòmics associats a patrons d'ús tradicionals sobre els recursos naturals, tant terrestres com marins. Tanmateix, la incertesa inherent al procés de gestió degut a l'escàs coneixement dels ecosistemes, sobretot els marins, fa que sigui, necessàriament, una gestió activa i adaptativa, capaç d'introduir modificacions en les activitats econòmiques, socials i culturals, per millorar l'estat de l'ecosistema i de readaptar-les segons la resposta dels ecosistemes naturals.

Per tant, la gestió adaptativa es basa en un enfocament flexible i iteratiu, centrat en conservar de manera dinàmica l'estat dels ecosistemes, tot ajustant les accions i les pràctiques als resultats obtinguts, gràcies a una monitorització contínua. Requereix d'un procés continu d'aprenentatge amb l'objectiu de millorar la gestió dels ecosistemes a mig i llarg termini. I aquest aprenentatge i aquestes pràctiques han de ser compartides, perquè cal comptar amb la col·laboració de tots els agents implicats. Cal que institucions, gestors, sector econòmic, comunitat científica,

1 carolina.marti@udg.edu

ONG's i ciutadania en general uneixin esforços i interessos per consensuar accions estratègiques per aconseguir la sostenibilitat integral i dinàmica dels ecosistemes.

A escala europea les Estratègies Marines són l'instrument de planificació del medi marí que es deriva de la «Directiva Marc sobre l'Estratègia Marina» (Directiva 2008/56/CE). Aquesta directiva europea té com a principal objectiu aconseguir el bon estat ambiental dels sistemes marins europeus i la seva aplicació requereix una sèrie de passos: analitzar l'estat actual dels mars i oceans, determinar el seu bon estat ambiental, establir uns objectius ambientals per aconseguir el bon estat, establir uns programes de seguiment per avaluar els objectius ambientals, executar un programa de mesures per complir els objectius plantejats i actualitzar el cicle complet cada sis anys. I en aquest procés, la cooperació regional és al centre de la implementació d'aquesta estratègia marina europea. Les zones costaneres comprenen una gran quantitat d'activitats humanes molt diverses, que sovint no tenen experiència o voluntat per coordinar els seus esforços darrere d'un objectiu comú. La manca de cooperació efectiva es reconeix com el principal obstacle per a la implementació dels enfocaments de gestió regional.

Algunes iniciatives han començat a esmenar aquesta carència. L'experiència en cogestió d'activitats pesqueres professionals adquirida per la Direcció General de Pesca i Afers Marítims ha servit de base per a la creació del Consell Català de Cogestió Marítima l'any 2017. Aquest nou model en la governança de les activitats professionals en l'àmbit marítim de Catalunya a través de la implantació de sistemes de gestió *bottom-up* participats pels principals actors implicats, això és la comunitat científica, l'economia blava, la societat civil i l'administració, suposa un gran pas endavant en la participació i corresponsabilitat dels actors en els processos de presa de decisions.

En aquest context, l'any 2017, promoguda pel Departament d'Agricultura Ramaderia, Pesca i Alimentació i pel Departament de Territori i Sostenibilitat de la Generalitat de Catalunya, va néixer la Taula de Cogestió Marítima del Litoral del Baix Empordà, en un procés participatiu per donar resposta a la voluntat del territori de millorar la gestió i ordenació dels usos i activitats i compatibilitzar-los amb la conservació del patrimoni natural a través d'una gestió més participativa. L'àmbit d'actuació és l'espai marí protegit inclòs dins la Xarxa Natura 2000 del litoral del Baix Empordà, que comprèn dos espais del Pla d'Espais d'Interès Natural, Muntanyes de Begur i Castell-Cap Roig, l'espai marí protegit davant els municipis de Palamós, Mont-ras, Palafrugell i Begur.

La Taula de Cogestió Marítima del Litoral del Baix Empordà és un espai permanent de participació on es debaten i concreten propostes de gestió i ordenació dels usos i activitats del seu àmbit d'actuació. Els principals objectius de la Taula són tres: vetllar per la conservació i millora del patrimoni natural, cultural, i paisatgístic de l'àmbit; vetllar per la compatibilització dels usos i activitats socioeconòmiques que es desenvolupen en l'espai amb la conservació del seu patrimoni; i facilitar la cooperació dels diferents actors que hi són representats. I forma part de les funcions de la Taula de Cogestió el proposar informes, anàlisis i altres propostes

relatives a la conservació del patrimoni natural, l'ordenació, l'ús i la gestió del territori; i el proposar estudis i accions de coneixement, així com buscar sinèrgies que ajudin a la millora del coneixement i que redundin en una gestió objectiva i rigorosa de l'espai. La presa de decisions es fa sempre amb membres representants dels quatre àmbits: administració pública, comunitat científica, entitats de la societat civil i economia blava i activitats al mar i portaveus de les 76 entitats que integren la Taula, per consens dels seus participants i d'acord als compromisos de col·laboració ratificats per tots els membres.

L'àrea d'estudi gaudeix d'un ric patrimoni natural. Malauradament, com a tot arreu de la Mediterrània, la biodiversitat marina ha disminuït considerablement a causa de la contaminació, la sobrepesca, l'artificialització de litorals, les espècies invasores o el canvi climàtic. El principal desafiament d'aquest segle és revertir la tendència i permetre una protecció i restauració efectives dels ecosistemes marins, així com una explotació sostenible del medi, tot i la manca de coneixement suficient sobre els ecosistemes marins i les espècies associades.

Per contribuir a corregir aquest dèficit, l'àmbit científic de la Taula de Cogestió Marítima del Litoral del Baix Empordà va identificar una sèrie d'accions adreçades a millorar el coneixement previ de la zona del litoral del Baix Empordà, així com establir les bases per a identificar els descriptors ambientals fixats a l'Estratègia Marina, com el bon estat ambiental i la capacitat de càrrega dels recursos. Es va evidenciar que per aconseguir l'equilibri entre conservació i explotació sostenible dels ecosistemes marins costaners cal estimar quins són els límits nocius o restrictius de les activitats desenvolupades per assegurar la sostenibilitat de l'ecosistema. La capacitat de càrrega és la quantitat màxima de població o d'activitat que pot mantenir un determinat ambient. En relació amb l'impacte ambiental, la capacitat de càrrega suggereix limitar la població o activitat en funció del dany que aquesta causa al medi natural. Es tracta d'evitar una degradació significativament irreversible, però el valor d'aquest impacte ve determinat socialment i pot haver diferents judicis de valor. Les formes i/o visions diferents dels sectors de mesurar o establir la capacitat de càrrega d'un recurs poden ser molt desiguals, i una definició imprecisa pot abocar al col·lapse del recurs. En paral·lel, la gestió dels ecosistemes ha estat tradicionalment mancada d'un sistema d'avaluació de les actuacions implementades que permeti conèixer els canvis i els efectes de les mateixes, pràctica que queda rectificada amb l'aplicació de la gestió adaptativa.

D'aquí doncs sorgeix la necessitat d'organitzar una jornada tècnica, de caràcter formatiu i pedagògic, que permeti aplegar investigadors i tècnics que, pel seu coneixement i experiència, ajudin a contextualitzar el concepte de capacitat de càrrega dins els nous enfocaments de gestió adaptativa, més dinàmics i de revisió contínua, per tal de divulgar la seva interpretació i aplicació entre els diferents actors del territori. L'objectiu és establir un marc de referència que permeti definir les directrius per a una protecció harmonitzada i efectiva i uns usos sostenibles dels ecosistemes marins costaners, en el qual els diferents sectors implicats en la

gestió i explotació del medi marí puguin establir uns objectius i criteris d'actuació consensuats. Els resultats que es derivin de la jornada es podran utilitzar com a eines de gestió, adequada a la realitat territorial, acceptada per tots els membres de la Taula i útil a la resta de gestors de la costa catalana.

Caldrà abordar conceptes innovadors bàsics per a la gestió ambiental actual dels recursos marítims costaners. Caldrà aprofundir en *gestió adaptativa*, que implica aplicar un enfocament per reduir la incertesa ecològica i augmentar la resiliència de l'ecosistema, ajustant les accions segons l'impacte i l'eficàcia que se'n desprenguin; en *sistema socioecològic*, la combinació d'una unitat biogeofísica i els corresponents actors socials i institucionals, delimitat per límits espacials o funcionals que engloben ecosistemes específics i el context dels seus problemes; en *anàlisi multicriteri*, una eina de suport en situacions de presa de decisions complexes amb objectius múltiples i sovint oposats, valorats de manera diferent per diferents grups d'actors o responsables de prendre les decisions; en *avaluació d'impacte*, el mètode capaç d'identificar l'impacte ambiental, social i econòmic d'una acció o projecte abans de prendre la decisió corresponent; i en *cocreació participativa*, el plantejament que integra totes les parts interessades en la totalitat del procés de disseny d'una acció, és a dir, en la definició del problema, la generació de solucions, l'avaluació de les solucions proposades i l'execució de les triades, per tal d'ajudar a que el resultat sigui eficaç i més acceptable.

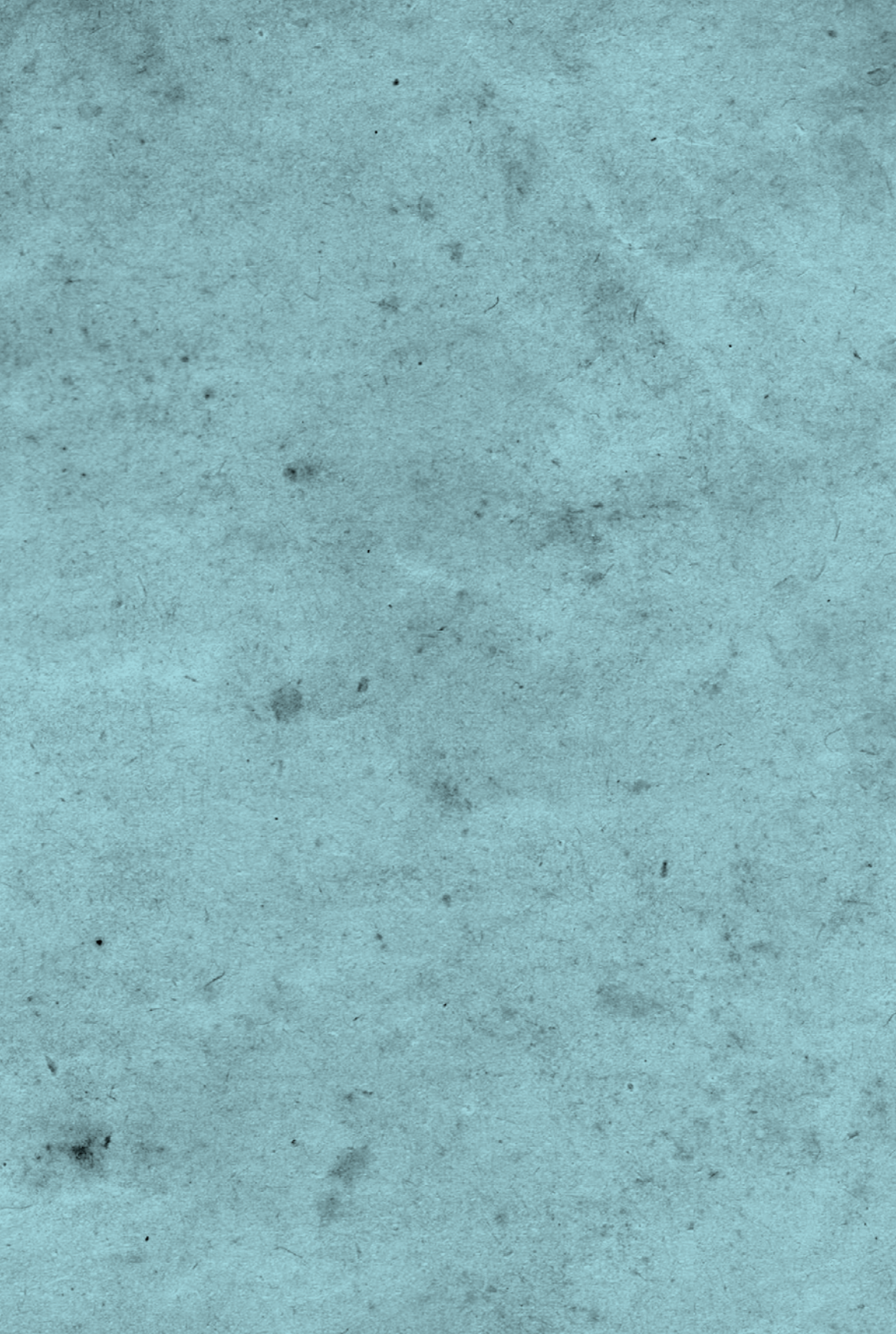
L'enfocament ecosistèmic, per aconseguir la sostenibilitat dels recursos marins costaners, i la cogovernança, per aplicar una gestió territorial consensuada, són els dos pilars de la jornada. Acordar la capacitat de càrrega del litoral marítim del Baix Empordà significa establir la capacitat màxima que té aquest entorn natural de proveir serveis de l'ecosistema que sustentin el desenvolupament de les activitats humanes. Superar la capacitat de càrrega del territori és alterar-ne la funcionalitat i entrar en disfuncions ambientals, socials i econòmiques. En un entorn costaner socioeconòmic dinàmic, i ara també molt canviant a causa del canvi climàtic, cal aplicar estratègies de gestió adaptativa consensuada per tots els agents implicats per a la preservació i millora dels recursos marins i costaners.

Els principals conceptes a abordar són doncs sistema socioecològic, serveis ecosistèmics, sostenibilitat, capacitat de càrrega, gestió adaptativa, consens, cogestió, amb l'objectiu de capacitar els agents implicats del territori en les millors estratègies de gestió compartida, amb la finalitat de preservar el bon estat ecològic dels hàbitats i les espècies, i mantenir les activitats i serveis proporcionats pels ecosistemes marins.

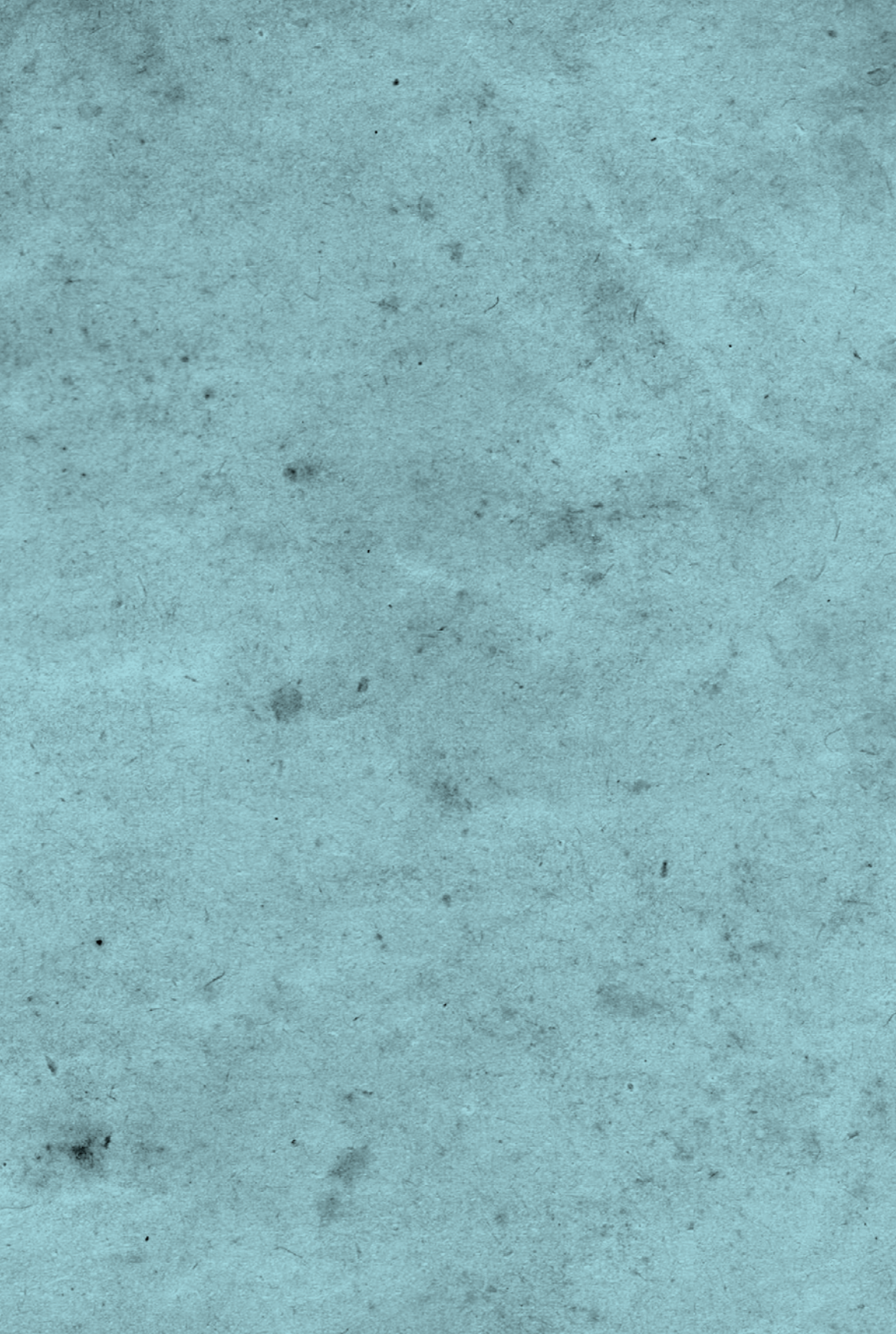
Fruit de tres anys de recorregut de la Taula de Cogestió Marítima del Litoral del Baix Empordà, el llibre que teniu a les mans és el resultat d'una acció promoguda pels membres de l'àmbit científic en el Pla d'Accions 2020 i desenvolupada per l'Institut de Medi Ambient de la Universitat de Girona. La realització de la Jornada Científico-divulgativa sobre Capacitat de Càrrega i Gestió Adaptativa i l'edició d'aquesta publicació han estat possibles gràcies a la concessió d'un ajut GALP (Grup d'Acció Local Pesquer) Costa Brava 2020, ajuts per a l'aplicació del

desenvolupament local participatiu en el marc del Fons Europeu Marítim i de la Pesca a Catalunya 2014-2020.

La temàtica tractada és tan àmplia que som conscients que no hem fet més que obrir el camí i encetar el debat del que suposa la gestió i planificació d'espais naturals amb una intensa pressió d'activitats socials, econòmiques i recreatives. En el si de la Taula de Cogestió Marítima del Litoral del Baix Empordà seguirem treballant per donar a conèixer el paper i les responsabilitats de tots els agents implicats, per reduir i eliminar els efectes negatius sobre els ecosistemes naturals, però també per evitar el declivi de la qualitat dels serveis econòmics, recreatius i socials que aquests espais ofereixen.



BLOC 1



HACIA UNA GESTIÓN INTEGRADA DE LA ZONA COSTERA BASADA EN LA GESTIÓN POR ECOSISTEMA

RAFAEL SARDÁ¹

Centre d'Estudis Avançats de Blanes (CEAB).
Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC)

RESUMEN

Este trabajo presenta un particular alegato sobre como estructurar mejoras en la Gestión de Costas en Cataluña. Los recientes instrumentos aprobados en esta Comunidad Autónoma, la Estratègia Marítima de Catalunya y la Llei Catalana de Protecció i Ordenació del Litoral, constituyen muy buenas noticias y deberían ser llevados a la práctica mediante el despliegue de una gestión moderna, eficiente y efectiva que presente un claro liderazgo institucional y descansa en una buena gobernanza para la costa. El trabajo recomienda la utilización de una gestión integrada de las zonas costeras basada en la gestión por ecosistema. Se recomienda la zonificación de la costa catalana, la aplicación del Buen Estado Medioambiental de las masas marinas basada en dicha zonificación, la estructuración de una economía azul comprometida con los descriptores de ese buen estado medioambiental y la facilitación de procesos de gobernanza. Finalmente se aboga por aplicar la estrategia mediante el uso de un sistema estándar de gestión por ecosistema y se recomienda el uso del *Ecosystem-Based Management System* (EBMS).

INTRODUCCIÓN

La zona costera, aun siendo una parte muy pequeña del planeta Tierra, tiene una importancia de primer orden en el desarrollo de multitud de interacciones naturales, socioeconómicas y territoriales. El estado de dicha zona costera está directamente relacionado con las actividades que la población desarrolla, siendo

1 sarda@ceab.csic.es

estas el motor básico para su transformación. Este desarrollo costero (aumento de población y actividades) es una tendencia global ampliamente documentada (De Andrés y Barragan, 2016; 2017) que modifica sus ecosistemas y afecta los recursos que sostienen su propio funcionamiento.

La transformación de la costa está asimismo conectada con diferentes fenómenos planetarios que afectan también a su funcionamiento como consecuencia de un más que apreciable cambio global. Hoy no podemos gestionar el ambiente costero desligándolo de los procesos de cambio climático, de los procesos de pérdida de hábitats, de la aparición de nuevas formas de contaminación, de los procesos de aportación de nutrientes y de otros procesos bien recogidos en la bibliografía sobre los límites planetarios (Rokström *et al.*, 2009; Steffen *et al.*, 2015a, 2015b), pero también de los nuevos modelos de negocio, la utilización de las nuevas tecnologías, la nueva movilidad o los nuevos patrones de urbanización territorial. Vivimos en el Antropoceno (Crutzen, 2002; www.anthropocene.info) y debemos adaptarnos a ello. Entender este período implica aceptar seis grandes realidades; a) vivimos en un planeta que en los últimos veinte años crece en población humana a una tasa media anual del 1,2%, b) tenemos una economía planetaria obligada a crecer a un ritmo constante superior al 3% anual, c) vivimos en un planeta que se acelera como consecuencia de las dos dinámicas anteriores, d) vivimos en un planeta en donde todo está conectado e integrado, e) vivimos en un planeta en el que el ser humano ya reconoce que tiene unos límites planetarios y, f) vivimos en un planeta en el que la ciencia alerta que hemos perdido la resiliencia de multitud de procesos sistémicos y ello nos conduce a un futuro cuanto menos incierto (Sardá y Pogutz, 2019). En la zona costera podemos observar claramente todas estas realidades.

La gran transformación del Antropoceno está cambiando nuestra relación con el medio natural, hemos pasado en poco tiempo (tres generaciones) de reconocer solamente unos pocos problemas ambientales de contaminación a vernos inmersos en un mar de problemas ambientales globales todos ellos conectados. En 2005, Naciones Unidas publicaba el informe del Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005) y formulaba nuestra dependencia absoluta de nuestro hábitat global, la Tierra, alertando de que a pesar de las mejoras mundiales alcanzadas en bienestar humano y desarrollo económico, estas habían estado basadas en la degradación de muchos servicios de los ecosistemas y en el uso de muchos activos no renovables. Se nos comentaba que si no cambiábamos el curso de nuestras acciones la degradación de estos servicios continuaría y haría imposible alcanzar nuestras metas pactadas de sostenibilidad, hoy cuantificadas en los objetivos de desarrollo sostenible (<https://sdgs.un.org/goals>). Se indicaba claramente que para revertir esta situación se necesitaban cambios significativos en las políticas, en las instituciones y en las prácticas; en la zona costera también.

Las zonas costeras pueden ser consideradas como sistemas socioecológicos complejos. Berkes y Folke (1998) definieron el concepto de *sistema socioecológico* como «sistema adaptativo complejo en el cual los seres humanos son considerados

una parte más de lo natural y la dinámica de estas dos dimensiones esta fuertemente vinculada». En la complejidad de la zona costera (zona de intercambio tierra-mar-aire y enorme generador de actividades humanas), el capital natural adquiere enorme relevancia como proveedor de los recursos necesarios para su funcionamiento. Las zonas costeras son un buen ejemplo del paradigma socioecológico actual (figura 1), un paradigma que reconoce la interacción mutua entre las sociedades humanas y los procesos ecológicos, una interacción que debe ser entendida para comprender el correcto funcionamiento de ambos. Este nuevo paradigma lleva implícita la necesidad de cambios, y el entorno costero, tras décadas de desarrollo poco planificado, no debe ser indiferente a ello.

El cambio de paradigma necesario en la costa es un cambio estratégico. Desde hace tiempo se comenta la necesidad de dar una respuesta integrada y sinérgica a los problemas ambientales que afectan a este entorno y definir acciones y políticas de intervención que tiendan hacia un desarrollo sostenible de su territorio. Estos objetivos han estado siempre en la base de lo que en las últimas décadas se ha formulado como la Gestión Integrada de Zonas Costeras, en adelante GIZC (*Integrated Coastal Zone Management-ICZM*). Además, al tratarse de un entorno natural, estos objetivos también deben responder a otra herramienta estratégica de Naciones Unidas lanzada en 1998, el Enfoque por Ecosistemas (*Ecosystem Approach-EA*) (COB, 2005). En las páginas que siguen vamos a construir una narrativa en forma de alegato que apoya ese cambio estratégico para el entorno costero, un cambio especificado en recomendaciones internacionales y en las nuevas políticas integradas de la Unión Europea, la necesidad de desarrollar esquemas de gestión integrada de la zona costera que estén basados en la gestión por ecosistema. La aceptación del cambio de paradigma socioecológico para la costa creemos que debiera basarse en ello.

LA GESTIÓN INTEGRADA DE ZONAS COSTERAS-GIZC (*INTEGRATED COASTAL ZONE MANAGEMENT-ICZM*)

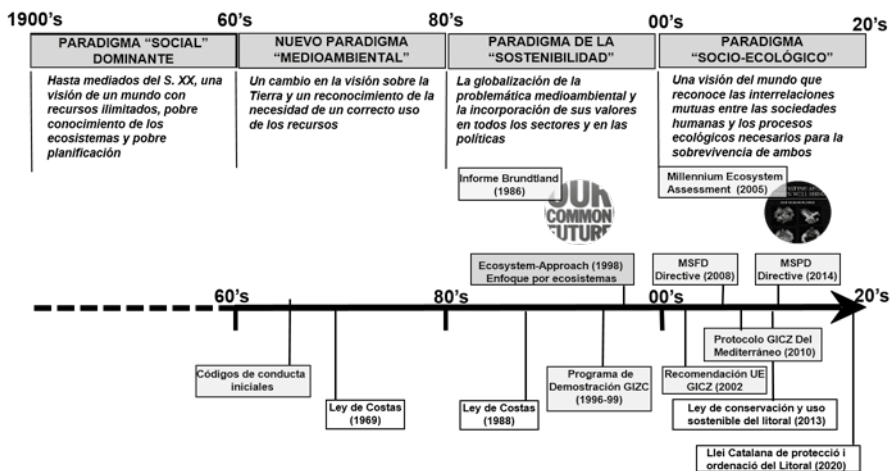
La Unión Europea, en adelante UE, define la GIZC como «un proceso dinámico, continuo e iterativo diseñado para promover la gestión sostenible de las zonas costeras». La GICZ pretende, a largo plazo, equilibrar los beneficios del desarrollo económico y los usos humanos, los beneficios de la protección, la preservación y la restauración del medio natural, los beneficios de reducir al mínimo la pérdida de vidas humanas y propiedades y los beneficios derivados del acceso público y su disfrute recreativo, todo dentro de los límites establecidos por la dinámica natural y la capacidad de carga de los sistemas (EC, 1999).

Desde los años noventa, la UE ha perseguido mediante numerosos documentos y recomendaciones una mayor implicación de los agentes públicos en las prácticas

de GICZ (figura 1). Durante este siglo, la UE ha desarrollado una nueva política marítima integrada con un planteamiento holístico y coordinado de todas sus herramientas relacionadas con el mar y la costa. Esta política se sustenta en dos pilares básicos amparados hoy por dos nuevas directivas, la Directiva de Estrategias Marinas (*Marine Strategy Framework Directive-MSFD*: 2008/56/EC) y la Directiva de Planificación Marítima (*Establishing a Framework for Maritime Spatial Planning-MSP*: 2014/89/EU). La MSFD en el Estado español dio lugar a la Ley de Protección del Ambiente Marino (Ley 41/2010) que establece el régimen jurídico que rige la adopción de las medidas necesarias con el objetivo máximo de alcanzar y/o mantener el buen estado medioambiental del medio marino, en adelante GEnS (*Good Environmental Status*) y después la MSP como Real decreto (363/2017) por el que se establece un marco para la ordenación del espacio marítimo. El Real decreto 363/2017 aparece dentro del programa de medidas de la Ley 41/2010 y, por tanto, tiene también como objetivo el asegurar el GEnS en su dominio de aplicación. En todas estas herramientas se explicita la necesidad de acudir a un enfoque por ecosistemas, en adelante EA, en la aplicación de estas medidas, un EA que también recoge el Plan de Acción para la protección y el desarrollo de la cuenca del Mediterráneo (PAM).

Antes de que el marco anterior quedara completamente definido, la UE intentó que la Directiva MSP incluyera la GIZC (*Draft Directive Maritime Spatial Planning and Coastal Zone Management*). Presiones políticas de los países soberanos que veían una pérdida de poder de decisión como consecuencia de esta nueva legislación obligó a dar marcha atrás y finalmente la GIZC no fue incluida en esa legislación.

Figura 1. Evolución temporal del pensamiento medioambiental en los últimos cien años



Se incluyen en esta temporalidad diferentes figuras administrativas comentadas en el texto.

Hoy, la MSP solo recoge en relación a la gestión de costas la necesidad de evaluar las relaciones entre tierra y mar en la planificación marítima dejando a los estados soberanos una gran libertad en la gestión de su entorno costero aunque la filosofía de esta norma sigue siendo la de buscar actividades sostenibles para asegurar un GEnS en las zonas marinas y costeras. Por otra parte, en el Mediterráneo, sus países ribereños dentro de la Convención de Barcelona sí ratificaron un protocolo vinculante de GIZC (*Council Decision 2010/631/EU*) de obligado cumplimiento que desarrolla un marco en el que tendría que ser realizada la gestión de costas en este entorno geográfico.

Antes de crear la MSP, la UE emitió una recomendación que obligaba a sus países con costa a desarrollar planes estratégicos de GIZC. España hizo el suyo definiendo —y ello es importante— unas llamadas unidades litorales. La estrategia española de GIZC se concretó en el documento *Estrategia Española de Gestión Integrada de Costas* (2006) en donde se recogen diez objetivos específicos y se publicita como instrumento fundamental el Plan Director para la Sostenibilidad de la Costa. Un par de años antes, Cataluña, con competencias en esta cuestión, hizo lo propio creando el Plan Estratégico para la GIZC en Cataluña (2004). Aunque este plan solo se ha desarrollado parcialmente y de forma muy fragmentada sí sentó las bases en nuestra comunidad para la futura aplicación de estos conceptos y al menos puso en marcha un instrumento muy relevante en 2005, el Plan Director Urbanístico del Sistema Costero Catalán. Una excelente compilación de todas estas herramientas puede encontrarse en Domenech *et al.* (2009).

La GIZC que nace para alcanzar un desarrollo regional sostenible para la zona costera está basada en una serie de principios básicos que pueden observarse en la tabla 1.

Tabla 1. Principios básicos a aplicar en la GIZC

Gestión Integrada de Zonas Costeras – GIZC (principios básicos)
Perspectiva amplia, buscando la sostenibilidad de las acciones a realizar
Entender los límites de su gestión así como los procesos de conectividad natural mar-tierra-aire
Aplicar el concepto de mejora continuada
Asegurar la participación pública mediante procesos de gobernanza
Involucrar a todas las administraciones implicadas en los límites de su gestión
Utilizar una combinación de instrumentos y enfoques basados en el conocimiento existente
Utilizar una gestión escalonada, espacial y temporal

Fuente: adaptado de EC, 2000 y US Commission, 2004.

EL ENFOQUE POR ECOSISTEMAS (*ECOSYSTEM APPROACH-EA*) Y LA GESTIÓN POR ECOSISTEMA (*ECOSYSTEM-BASED MANAGEMENT-EBM*)

El EA es una estrategia de Naciones Unidas desarrollada en su Convención de Biodiversidad como marco de acción principal de su actividad. Se define como «una estrategia para la gestión integrada de tierras, extensiones de agua y recursos vivos que promueve la conservación y el uso sostenible de manera equitativa». El EA parte de la base de que el ser humano y las sociedades en que desarrolla sus actividades son parte integral del ecosistema y que por tanto debieran ser capaces de trabajar en armonía con los sistemas naturales.

El EA se basa en la aplicación de metodologías científicas adecuadas, centradas en los niveles de organización biológica, que comprenden la estructura esencial, procesos, funciones e interacciones entre organismos y su medio ambiente (Secretaría COB, 2004); de especial interés cuando gestionamos cualquier tipo de sistema socioecológico. El EA reconoce la aplicación de una gestión adaptativa que pueda responder a la naturaleza compleja y dinámica de los ecosistemas, de su funcionamiento y más aún de su evolución. En el Antropoceno estamos inmersos en unas dinámicas especiales, conectadas y aceleradas, que implican con frecuencia un alto nivel de incerteza y de riesgos asociados.

No existe una única forma de poner en práctica el EA pues se rige por las condiciones locales, provinciales, regionales, nacionales o mundiales, allí donde se limiten las unidades territoriales de intervención. Por todo ello, muchas veces es un término estratégico con aplicaciones muy diversas que han dado lugar a múltiples herramientas y guías, lo que confunde mucho su correcta aplicación práctica. De todas formas, desde el principio Naciones Unidas comentó cómo el EA no excluye en absoluto otros enfoques de gestión y conservación en el mismo territorio de aplicación, y, de hecho, puede compaginarse y ser compatible con estos enfoques, ya sea la gestión basada en el ecosistema, la ordenación sostenible de los bosques, la gestión integrada de cuencas hidrográficas, la pesca responsable o, el caso que nos ocupa, la gestión integrada de zonas costeras (Secretaría COB, 2004).

El EA también está basado en una serie de principios en los que basar su desarrollo, los llamados principios de Malawi (CBD, 1998) (tabla 2).

En este contexto, distinguir estrategia y gestión no es tarea fácil. El EA nace como una estrategia y, por tanto, puede dar lugar a formatos de aplicación muy diversos. Durante mucho tiempo e incluso en la actualidad, se confunde su término con el término de la tipología de gestión empleada para desarrollar la estrategia, la llamada Gestión por Ecosistema (*Ecosystem-Based Management-EBM* o *Ecosystem-Based Approach-EBA*), en adelante EBM (Farmer *et al.*, 2012). Sin embargo, para una correcta aplicación de estos conceptos deberíamos ser capaces de distinguir claramente que una cosa son los elementos estratégicos y

los principios fundamentales en los que están basados y otra cosa muy diferente el llevar esto a la práctica mediante procesos de gestión.

Tabla 2. Principios básicos de la estrategia ligada a un EA

El enfoque por ecosistemas -- EA (principios básicos)
Buscar una visión social deseada para marcar los objetivos del enfoque
Aplicación de una gestión descentralizada
Centrarse en los efectos ecosistémicos
Entender el ecosistema en un contexto socioeconómico que: (i) reduzca las distorsiones del mercado que repercuten negativamente en la biodiversidad; (ii) promueva la conservación de la biodiversidad y su uso sostenible; (iii) internalice costos y beneficios en el ecosistema
Conservar la estructura y el funcionamiento de los sistemas naturales para asegurar el aprovisionamiento de servicios del ecosistema
Gestión basada en el funcionamiento del ecosistema
Gestión escalara, espacial y temporal
Reconocer la necesidad de gestionar teniendo en cuenta el largo plazo
Aceptar el cambio como inevitable y adaptarse a ello
Equilibrar la conservación con las actividades humanas
Trabajar con fuentes relevantes y el mejor conocimiento disponible
Facilitar la participación social

Fuente: CBD, 1998.

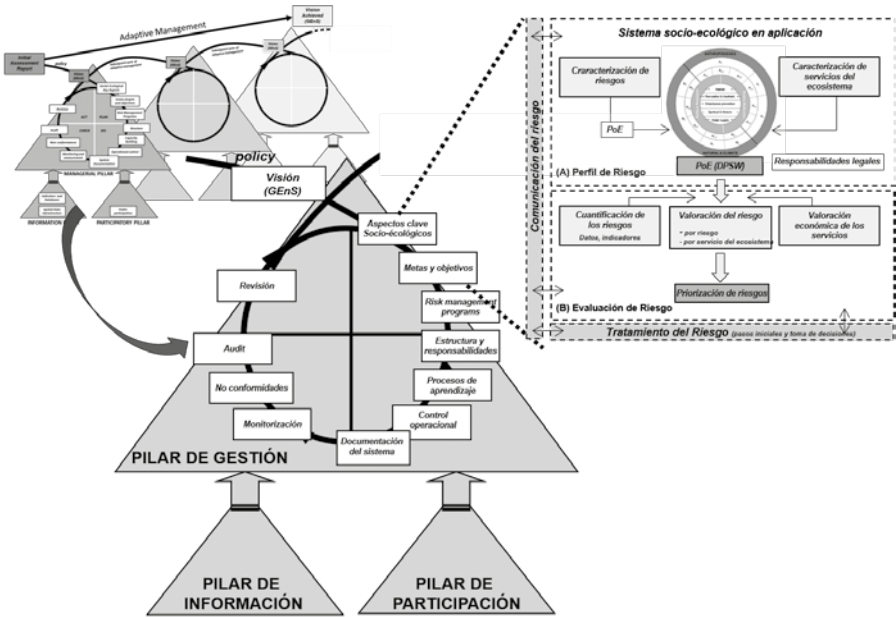
El Ecosystem-Based Management System-EBMS

Durante la primera mitad de esta década participamos en el proyecto de investigación EU-FP7 KNOWSEAS (*Knowledge-based Sustainable Management for Europe's Seas*) (www.msfd.eu), el objetivo del proyecto respondía a la búsqueda por parte de la UE de cómo facilitar la aplicación del EA en el dominio marítimo europeo. Su objetivo principal era crear una base de conocimiento científico integral y una guía práctica para la aplicación del EA en el desarrollo sostenible de los mares regionales de Europa. Uno de los productos finales del proyecto Knowseas fue la creación del *Ecosystem-Based Management System-EBMS*, en adelante EBMS (Cormier *et al.*, 2013; Sardá *et al.*, 2014; 2015). El EBMS fue diseñado como una metodología estándar para ayudar en la gestión de los entornos costeros y marinos que siguen la estrategia de EA. El EBMS fue pensado como una herramienta operativa de carácter adaptativo que combina la teoría de los sistemas

de calidad y gestión de riesgos y la mejora continuada con los principios del EA; una herramienta que podría servir para facilitar una futura GICZ. El EBMS se basa en estándares internacionales y está escrito en un lenguaje comprensible para los gestores, pudiendo introducir un conjunto común de procedimientos e identificar herramientas esenciales útiles para facilitar su uso.

El EBMS se divide en tres pilares: gestión, información y participación (Sardá *et al.*, 2014). El pilar de gestión, la base del sistema, conserva el formato de un estándar ISO 14001 en donde la planificación y la implementación adoptan un marco de gestión de riesgos siguiendo la norma ISO 31000. El pilar de información y el pilar de participación proporcionan los insumos necesarios para el funcionamiento y desempeño del sistema de gestión y cumplen con los principios introducidos por el EA (figura 2).

Figura 2. Estructura general del Ecosystem-Based Management System-EBMS con los tres pilares del sistema y la revisión del sistema para una mejora continuada



En el margen superior derecho aparece la utilización de la gestión de riesgos para la toma de decisiones y puesta en marcha de las actividades del sistema. Fuente: adaptado de Sardá *et al.*, 2014.

- El pilar de gestión es el motor del EBMS. En su fase de planificación, la identificación de los aspectos socioecológicos clave se convierte en una de las cláusulas más importantes del sistema. El EBMS propone utilizar una herramienta especial para eso llamado DEMA para la toma de decisiones al inicio de esta fase de planificación basada en gestión de riesgos. El riesgo a evaluar se entiende como aquel que nos aleja del estado social deseado para el sistema bajo gestión y analizado mediante servicios del ecosistema.
- El pilar de información incluye dos herramientas de apoyo: una Infraestructura de Datos Espaciales (SDI), siguiendo procedimientos estándares, y una plataforma de indicadores que sigue el esquema DPSWR (*Driver-Pressure-State-Welfare-Response*) (Cooper, 2013). Si es posible, se recomienda usar una herramienta analítica y de visualización destinada a brindar información en tiempo real para la toma de decisiones (Cinnerella *et al.*, 2014).
- El pilar de participación trabaja para involucrar y capacitar a los agentes sociales en estructuras de gobernanza. El marco EBMS está pensado como un proceso multisectorial con participación activa de los actores involucrados (personas que influyen y se ven afectadas por las acciones de gestión). El pilar participativo del EBMS se incluye con el fin de garantizar la comunicación con las partes interesadas y desarrollar la capacidad pública para participar.

HACIA UNA GESTIÓN INTEGRADA DE LA ZONA COSTERA (GIZC) BASADA EN LA GESTIÓN POR ECOSISTEMA (EBM)

La gestión de costas en España

Hablar de gestión de costas en España es hablar principalmente de su Ley de Costas (1969) y su posterior reformulación de 1988, reformulación en su día referente de un modelo más proteccionista y de mejor gestión del dominio público marítimo-terrestre (DMPT). La Ley de 1988, ya anticuada, fue modificada por el Estado español en 2013 por la Ley de Conservación y Uso Sostenible del Litoral y de modificación de la Ley 22/1988 (Ley 2/2013). Bajo una nomenclatura claramente proteccionista, se escondían alarmantes déficits en cuanto a dicha protección. Por otra parte, anteriormente nos hemos centrado en los procesos de GIZC, entre ellos el Protocolo de GIZC del Mediterráneo, ratificado por España en 2011 (Consejo de la Unión Europea, 2011) por el que deberían realizarse planes nacionales de GIZC. Pues bien, la aplicación práctica de este protocolo en España a día de hoy puede considerarse como residual o nula.

Una muy buena aproximación para entender la situación actual de la gestión de costas y su relación con la GICZ en nuestro país la encontramos en De Andrés *et al.* (2020). Estos autores evalúan los logros alcanzados en la última década y los confrontan con el decálogo de los diez elementos de la gestión pública en relación a la gestión costera: política, regulaciones, competencias, instituciones, estrategias, instrumentos, formación, recursos económicos, información, conocimiento y participación (Barragán, 2010). Las conclusiones de este trabajo señalan un papel pobre y reactivo de la Administración central y una mayor implicación de las comunidades autónomas, la aparición en el horizonte de las políticas internacionales y las buenas intenciones, la modificación de la antigua Ley de Costas y una mayor traspaso competencial a las Comunidades Autónomas, pero todo ello aún lejos de los que debiera ser una gestión de costas moderna, eficiente y efectiva.

En general, la gestión de costas en nuestro país es caduca, basada en prácticas antiguas alejadas de las recomendaciones internacionales actuales. Está fragmentada en muchas oficinas de la Administración, muchas veces enfrentadas, con multitud de objetivos y responsabilidades. La gestión de costas es muy compleja en la relación Estado-Comunidades Autónomas y los límites competenciales entre estas administraciones y por qué no decirlo con el resto de administraciones regionales o locales. Todo ello lleva a una gestión de costas lenta y generalmente de carácter reactivo. Esta complejidad se amplifica aún más cuando se dan interacciones tierra-mar ya sea por procesos naturales (cuencas de ríos por ejemplo) o socioeconómicos (actividades sectoriales que a veces no se alinean con la integridad del ecosistema marino). En cualquier caso, una realidad muy lejana a las prácticas de GICZ o de EBM que hoy se demandan.

La Llei Catalana de Protecció i Ordenació del Litoral: ¿un halo de esperanza?

El Estatuto de Autonomía de Cataluña contempla numerosas competencias traspasadas tanto en la ordenación del litoral como la gestión de los títulos de ocupación y uso del DMPT, especialmente en el otorgamiento de autorizaciones y concesiones. Cataluña, ya desde el momento en que la Unión Europea estructuró las recomendaciones para la GICZ, puso en marcha la elaboración de su Plan Estratégico que a lo largo de estos quince años ha supuesto mejoras en la gestión de las masas de aguas litorales, la consolidación del suelo urbanizado, la calidad ambiental de los suelos urbanos, la reducción global del riesgo o los intentos de recuperación de la biodiversidad. Recientemente, Cataluña ha dado un paso adelante importante para modernizar la gestión de la costa y el mar, la Estrategia Marítima de Cataluña (2018) y el Plan Estratégico 2018-2021 que la desarrolla. Estos documentos recogen los principios del desarrollo sostenible, se circunscriben al marco legal europeo, exploran las oportunidades del crecimiento azul y se armonizan con la Estrategia del Patrimonio Natural y la Biodiversidad de Cataluña 2030 (2018) (CADS, 2019).

La Estrategia Marítima de Catalunya describe la hoja de ruta para una gestión sostenible del medio marino hacia 2030, basada en cuatro ámbitos: la conservación del medio natural marino, el desarrollo de la economía azul, la mejora de la calidad de vida de las personas y la innovación del marco de gobernanza. Ligada a esta estrategia, la reciente aprobación de la Llei Catalana de Protecció i Ordenació del Litoral (Llei 8/2020) desarrolla su futura aplicación desplegando el marco competencial del artículo 149.3 del Estatuto de Autonomía de Cataluña de ordenación del litoral. Asimismo, ofrece la posibilidad por primera vez, si se es valiente en su aplicación, de tener un instrumento que avance hacia la formulación práctica de la GIZC y ofrece oportunidades para avanzar hacia una mejor gestión.

Oportunidades para avanzar hacia una mejor gestión

La conservación del medio natural marino y el desarrollo de la economía azul

Estos dos aspectos hacen alusión directa a los dos pilares de la política marina comunitaria, la MSFD y la MSP. En ambos casos es obligada la aplicación del EA en su desarrollo y tienen por objetivo final el GEnS de las aguas marinas y costeras. Aunque la MSFD tiene límites geográficos solapados con el territorio gestionado por la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE), la filosofía de la política comunitaria de los últimos veinte años hace que ese GEnS deba alcanzarse en todo el espacio marino y costero hasta la DMPT. Aparte de utilizar GEnS para todas las aguas costeras y marinas, recomendaría a las autoridades que en la descripción de ese GEnS se haga un esfuerzo de zonificación ligado a las unidades litorales o regionales sobre las que se trabaja (no puede ser igual una GEnS en el área metropolitana de Barcelona que en el Cap de Creus; por poner ejemplos extremos). Zonificar GIZC y GEnS sería muy efectivo (Brenner, 2010).

En cualquier caso, las actividades marinas o costeras así como aquellas que puedan tener una influencia en la costa debido a las interacciones tierra-mar que recoge la MSP, nunca debieran poner en peligro los indicadores de GEnS. El objetivo de definir las prácticas de economía azul en base a GEnS debería plantear la modernización de la economía tradicional y de sus diferentes sectores productivos en la búsqueda de ese nuevo paradigma del que tanto hemos hablado.

La mejora de la calidad de vida de las personas

Sin entrar en detalle sobre los temas de carácter más socioeconómico que ello lleva implícito, si que se considera oportuno comentar que el EA descansa básicamente en la protección y mantenimiento del flujo de servicios del ecosistema a las sociedades humanas para garantizar de esta forma su bienestar. Se recomienda que el concepto de servicios del ecosistema sea mucho más utilizado en la práctica en los temas de gestión del dominio costero.

La innovación del marco de gobernanza

Olsen *et al.* (2009) definen la gobernanza costera como los acuerdos formales e informales, las instituciones y las costumbres que la estructuran e influyen: a) cómo se utilizan los recursos públicos naturales, b) cómo se evalúan y analizan los problemas que les afectan y las oportunidades derivadas de sus usos, c) qué comportamientos deberían considerarse aceptables y/o prohibidos, y d) qué normas y sanciones se aplican para su distribución y utilización. Avanzar hacia procesos de gobernanza en la costa significa crear las condiciones necesarias para su desarrollo. Gobernanza implica participación pública y esto conlleva diálogo, un diálogo que puede variar desde un mínimo, es decir, la consulta a través de la provisión de información de los agentes implicados, hasta un máximo, es decir, la plena participación en la toma de decisiones. En función de cómo queramos realizar estas prácticas podremos hablar de diferentes modelos de gobernanza. La capacidad para llevar a cabo los enfoques participativos varía considerablemente, pero es mejor una plena participación para poder llegar a visiones compartidas, necesarias para entrar en procesos de GIZC y EBM. En estos momentos, la costa catalana está viendo aflorar diversos procesos participativos: a los ya más antiguos del Consorci Els Colls i Miralpeix, Costa del Garraf o la Taula de les Terres de l'Ebre, se unen otros más recientes como la Taula de Cogestió Marítima del Litoral del Baix Empordà (TCBE) o la Taula de treball sobre el Delta i la Baixa Tordera (TDBT). La nueva Llei 8/2020 pone en marcha planes de ordenación del litoral y planes de uso de las playas y postula la creación de consejos rectores que podrían poder asegurar una estructuración más efectiva de estos procesos de gobernanza.

El uso de la Gestión por Ecosistema-EBM en la Gestión Integrada de las Zonas Costeras-GICZ

Estrategias, planificación, gobernanza, herramientas, son palabras que entran de pleno en la aplicación moderna de los conceptos que hemos visto en este tan demandado cambio de paradigma. Sin embargo, todo ello puede no ser eficaz si su aplicación no es realizada bajo sistemas de gestión modernos, eficientes (adaptativos, rápidos, proactivos) y efectivos (que aseguren GEnS y la sostenibilidad de la costa) y una redefinición del liderazgo a la hora de gestionar la costa. La Administración debe reaccionar también ante estos cambios e introducir en su gobierno y en sus procesos de gobernanza sistemas de gestión apropiados que le permitan ajustar e imbrincar su acción. Nuestra última recomendación es que en el gobierno y gobernanza de la costa, no solo se avance en una GICZ para el entorno catalán (sin duda a copiar por el resto del Estado español) sino que se dote a esta GIZC de una EBM recomendando la utilización de una herramienta estándar como el EBMS, que vehicularía una GIZC basada en EBM en función de sus tres pilares: gestión, información y participación, facilitando el diálogo institucional y sus desarrollos de gobernanza.

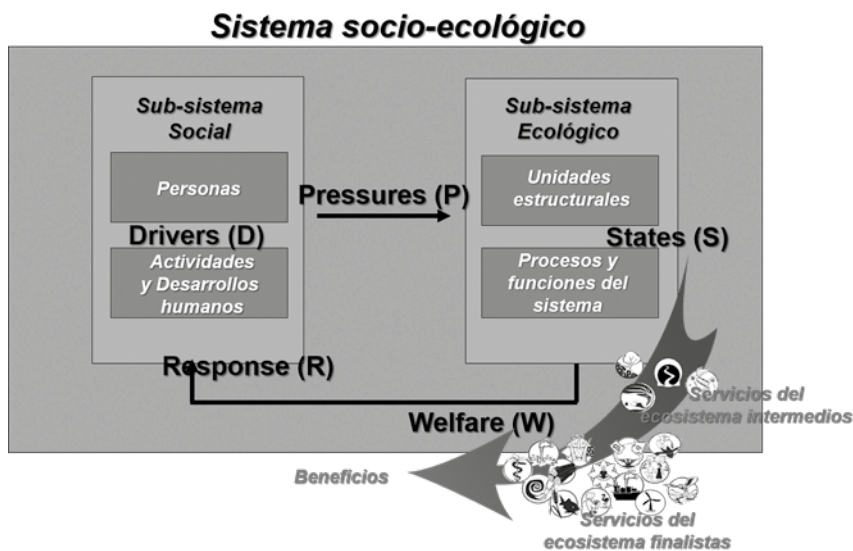
La aplicación de los diferentes pilares en los que se basa el EBMS podrían empezar a visualizarse a partir de los procesos actuales participativos que se están creando

en la zona costera catalana. Estos procesos participativos, mejor cuanto más basados en buenas fuentes de información, en buenas diagnósticos medioambientales, en buen conocimiento de la legislación aplicable, deben facilitar el desarrollo del aspecto más clave en estos procesos, la visión deseada para el sistema. Las personas involucradas (los interesados y el público en general en un enfoque plenamente participativo) pueden expresar su deseo sobre cómo su entorno costero futuro debería ser (estructura, composición del ecosistema, funcionamiento) y lo que la costa les debería ofrecer, también desde el punto de vista económico (bienes y servicios del ecosistema) para describir ese entorno futuro deseable, esa visión compartida. Se crea así el pilar de participación que constituye el órgano de gobernanza para el proceso de GIZC. Por ejemplo, en los estatutos del TDBT se especifica claramente como visión deseada «la recuperación de los equilibrios ecológicos y sociales del territorio mediante un proceso de planificación integrada del espacio deltaico del Tordera».

En paralelo a la definición de esa visión de futuro, se suelen acordar una serie de indicadores y metodologías para describir el estado actual del sistema, el pilar de información que guiará la posterior gestión. Los sistemas socioecológicos pueden ser analizados a través de diferentes plataformas de información (figura 3); se recomienda utilizar el marco conceptual DPSWR para organizar la información interrelacionada entre los subsistemas naturales y sociales. Los subsistemas sociales (las personas y sus actividades) se convierten en motores del cambio (D). Ellos presionan los subsistemas naturales con los que se relacionan (P). Estos subsistemas naturales (unidades estructurales y las funciones que realizan) pueden alterar su estado (S), que a su vez puede traducirse en la degradación de los recursos naturales fundamentales utilizados por el ser humano (bienes naturales y servicios de los ecosistemas), lo que hace disminuir su bienestar (W). El reconocimiento de esta degradación debiera permitir las respuestas formales o informales adecuadas (R) para resolver el patrón de degradación. La información generada a través del marco DPSWR permite relacionar dicha información, lo que muchas veces es difícil utilizando otros esquemas de indicadores por separado. En este marco conceptual juega un papel preponderante el concepto de *servicio del ecosistema* (ya sean servicios intermediarios o finalistas) concepto clave en el EBM, así como los beneficios finales para la especie humana (Sardá *et al.*, 2013; 2015).

Creada la participación civil y los sistemas para su información, el pilar de gestión debería facilitar, allá donde se estructure, los procesos de toma de decisiones, la puesta en práctica y monitorización de sus actividades y, finalmente, la revisión de todo ello en la búsqueda y/o mantenimiento de la visión deseada. El EBMS mezcla los sistemas clásicos conocidos de gestión de calidad y de riesgos e introduce el concepto de servicios del ecosistema para definir sus objetivos dentro de un ciclo de mejora continuada y gestión adaptativa. El EBMS permitiría a todos los actores implicados una gestión integrada y facilitaría, por un lado, la introducción de un lenguaje común que acabase con los procesos tipo «torre de Babel» que se tienen en la actualidad y, por el otro, la escalabilidad en su implementación en la búsqueda de enfoques anidados a nivel local, regional y nacional.

Figura 3. Representación esquemática de los diferentes componentes y relaciones en un sistema socioecológico utilizando la contabilidad ambiental del esquema conceptual DPSWR



Fuente: adaptado de Cooper, 2013.

CONCLUSIÓN

Naciones Unidas aboga por un nuevo paradigma socioecológico que cambie la forma en que la especie humana se relaciona con los sistemas naturales; este es el cambio de paradigma del que tanto hablamos en la actualidad. En las zonas costeras de nuestro entorno, la Política Marítima Europea, así como el Plan de Acción para el Mediterráneo recomiendan la utilización de la Gestión por Ecosistema como su marco de referencia en paralelo a una demanda generalizada de una Gestión Integrada. Sin embargo, es obvio que, hoy en día, existe una clara disfuncionalidad entre dicha teoría y la práctica. El corolario presentado en este trabajo es el de reformular la gestión de costas en Cataluña en base a una Gestión Integrada de la Zona Costera (GIZC) basada en Gestión por Ecosistema (EBM) que incluya componentes esenciales como la gobernanza, la contabilidad ambiental, la toma de decisiones, la planificación y realización de actividades y su revisión siguiendo los principios de desarrollo sostenible y el Enfoque por Ecosistemas (EA).

REFERENCIAS

- BERKES, Fikret, FOLKE, Carl. *Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience*. Cambridge University Press. Cambridge. 1998.
- BRENNER, Jorge, JIMENEZ, Jose Antonio *et al.* An assessment of the non-market value of the ecosystem services provided by the Catalan coastal zone, Spain. *Ocean and Coastal Management* (2010), núm 53: 27-38.
- CINNIRELLA, Sergio, SARDÁ, Rafael, *et al.* Towards a shared governance response for achieving Good Environmental Status in the Mediterranean Sea. *Ecology and Society* (2014), núm 9: 47.
- CONSEJO DE LA UNIÓN EUROPEA. Protocolo relativo a la gestión integrada de las zonas costeras del Mediterráneo al Convenio para la Protección del Medio Marino y de la Región Costera del Mediterráneo. 2011.
- CONSELL ASSESSOR PER AL DESENVOLUPAMENT SOSTENIBLE. Una mar de canvis. Informe 1/2019. Generalitat de Catalunya. Departament d'Acció Exterior, Relacions Institucionals i Transparència Barcelona. Generalitat de Catalunya. 2019.
- CONVENTION BIOLOGICAL DIVERSITY (CBD). Report of the Workshop on the Ecosystem Approach, Lilongwe, Malawi, 26–28 January. 1998.
- COOPER, Philip. Socio-ecological accounting: DPSWR, a modified DPSIR framework, and its application to marine ecosystems. *Ecological Economic* (2013), núm 94. 106-115.
- CORMIER, Roland *et al.* Marine and coastal ecosystem-based risk management handbook. ICES Cooperative Research Report (2013), núm. 317: 1-59.
- CRUTZEN, Paul J. Geology of mankind. *Nature* (2002), núm 415: 23.
- DE ANDRÉS, Maria. BARRAGÁN, Juan Manuel. Desarrollo Urbano en el Litoral a Escala Mundial. Método de Estudio para su Cuantificación. *Revista de Estudios Andaluces* (2016), núm 33: 64-83.
- DE ANDRÉS, Maria. BARRAGÁN, Juan Manuel. Relationships between coastal urbanization and ecosystems in Spain. *Cities* (2017), núm 68: 8-17.
- DE ANDRÉS, Maria, BARRAGÁN, Juan Manuel, *et al.* Gestión de las Zonas Costeras y Marinas en España. *Revista Costas* (2020), vol. esp. 1: 117-132.
- DOMENECH, Juan Luis, SARDÁ, Rafael, *et al.* *Gestión Integrada de Zonas Costeras*. Publicaciones AENOR. 481 p. 2019.
- EUROPEAN COMMISSION (EC). *A European Strategy for Integrated Coastal Zone Management (ICZM): general principles and political options*. Luxemburg, 1999.
- FARMER, Andrew, MEE, Lawrence, *et al.* The Ecosystem Approach in Marine Management. Policy Brief nº 1. EU. FP7 KNOWSEAS Project. 2012.

- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). *Ecosystems and human Well-being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press. 2005.
- ROCKSTRÖM, Johan, STEFFEN, Will, *et al.* A safe operating space for humanity. *Nature* (2009), núm 461: 472-475.
- SARDÁ, Rafael, POGUTZ, Stefano. *Corporate Sustainability in the 21st Century: increasing the Resilience of social-ecological systems*. Routledge Publisher. London. 360 p. 2019.
- SARDÁ, Rafael. Ecosystem Services in the Mediterranean Sea: the need for an economic and business oriented approach. En: HUGHES, Terrence B (ed) *The Mediterranean Sea*. Nova Science Publisher. pp: 1-33. 2013.
- SARDÁ, Rafael, O'HIGGINS, Tim, *et al.* A proposed ecosystem-based management system for marine waters: linking the theory of environmental policy to the practice of environmental management. *Ecology and Society* (2014), núm 19: 51.
- SARDÁ, Rafael, VALLS, Josep Francesc, *et al.* Towards a new Integrated Beach Management System: the Ecosystem-Based Management System for beaches. *Ocean and Coastal Management* (2015), núm 118: 167-177.
- SARDÁ, Rafael. Payment for ecosystem services: concept and examples. En: NUSS, Sergi, CASTAÑER, Mita (eds.) *Ecosystem services: concepts, methodologies and instruments for research and applied use / Sergi Nuss-Girona, Mita Castañer (eds.)*. – Girona : Documenta Universitaria, 2015. -- p. Quaderns de medi ambient (2015), núm, 6: 137-150.
- SECRETARIA DEL CONVENIO SOBRE DIVERSIDAD BIOLÓGICA (CBD). *Enfoque por Ecosistemas: Directrices del CDB*. CBD. 50 p. 2004.
- STEFFEN, Will, BROADGATE, Wendy, *et al.* (2015a). The trajectory of the anthropocene: The great acceleration. *The Anthropocene Review* (2015), núm 2: 81-98.
- STEFFEN, Will, RICHARDSON, Katherine, *et al.* (2015). Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. *Science* (2015), núm 347, 1259855.
- US COMMISSION. *An Ocean Blueprint for the 21st Century*, US Commission on Ocean Policy. Washington. 480 p. 2004.

CONCEPTOS Y LÍMITES DE LAS ZONAS COSTERAS Y MARINAS PARA UNA GESTIÓN INTEGRADA A PARTIR DE LA CAPACIDAD DE CARGA Y LOS VALORES ECOSISTÉMICOS

MARÍA DE ANDRÉS GARCÍA¹

Grupo de investigación de Gestión Integrada de Áreas Litorales.
Departamento de Historia, Geografía y Filosofía. Universidad de Cádiz

INTRODUCCIÓN

Las zonas costeras y marinas suponen uno de los espacios más relevantes a escala global para abordar procesos de gestión y conservación. En primer lugar, esto se debe a las interacciones que caracterizan al área de intercambio entre la tierra y el mar. En segundo lugar, es la zona donde se localizan los principales asentamientos de población. Concretamente, en la región del Baix Empordà sobre la que se trata en esta jornada existe una elevada interacción entre los diferentes usos y actividades asociados a los ecosistemas costeros y marinos.

En este capítulo se presentan una serie de conceptos claves, así como una propuesta de delimitación del litoral con un enfoque socioecológico que permite su aplicación en la región, favoreciendo la gestión de su zona costero marina. Además, el enfoque socioecológico ayuda al desarrollo de una gestión más integrada, en la que se considera tanto la capacidad de carga como los servicios de los ecosistemas costeros y marinos.

El litoral engloba espacios especialmente singulares desde tres puntos de vista: físico-natural, socioeconómico y político-administrativo. En el ámbito físico-natural, es el área donde se desarrollan procesos ecológicos y fisicoquímicos complejos. Esto se debe a las interacciones entre los ambientes terrestre y marino. En esta zona los ecosistemas naturales son de una elevada diversidad y, como se desarrollará a continuación, ofrecen importantes servicios a la población (Agardy

¹ maria.deandres@gm.uca.es

et al., 2005; Barbier *et al.*, 2011). Por ello, se considera un área con un gran dinamismo e interacciones físicas, químicas y biológicas (UNEP-MAP, 1999).

Por otra parte, desde una perspectiva socioeconómica, el litoral es un área escasa en el conjunto global y muy deseada para los asentamientos humanos. Es por ello que en estos espacios existe una enorme relación entre diferentes usos y actividades, que conlleva además un elevado desarrollo de infraestructuras y equipamientos. En el mundo, son los ámbitos geográficos que presentan las mayores intensidades de uso.

En tercer lugar, desde el punto de vista político-administrativo el litoral presenta unas características únicas que influyen en la gestión de este espacio. Se destaca en este sentido la naturaleza pública de una gran parte de la superficie, así como de los recursos vivos que en ella se encuentran. Además, las competencias de las diferentes administraciones públicas se superponen en un mismo espacio. Todo ello lleva a un aumento de la complejidad que caracteriza al litoral.

CONCEPTOS RELACIONADOS CON LA GESTIÓN INTEGRADA DE LAS ZONAS COSTERAS Y MARINAS

Las zonas costeras y marinas

En primer lugar, se hace referencia a los términos *litoral* o *zona costera* y *costa*, ya que son conceptos asociados al medio sobre el que se realiza la gestión. Ambos términos se utilizan en muchas ocasiones como sinónimos para referirse al medio físico cercano a la orilla del mar (Barragán, 1994; Pardo y Roselló, 2001), estando su uso relacionado con unos límites no establecidos (Ortega, 1992). De forma general, el *litoral* suele utilizarse para designar un área más amplia que la *costa*. En este sentido, este último se considera como una estrecha franja a ambos lados de la zona intermareal, mientras que el *litoral* engloba un mayor número de ecosistemas, usos y actividades, y con ello, una mayor extensión (Barragán, 2004). La FAO (1998) propone una distinción entre la *costa* y la *zona costera* o *litoral* siendo la primera de ellas la que se refiere al área geográfica definida por la legislación para la gestión costera, mientras que la segunda se utiliza para referirse a un área más amplia a lo largo de la costa sobre la que todavía no se han determinado los criterios para su gestión.

El litoral se define por numerosos autores y organizaciones internacionales como un medio de transición e interacción entre litosfera, atmósfera, hidrosfera salada y continental, y biosfera; donde el área intermareal constituye el principal foco de atención, y donde existe una estrecha relación entre los fenómenos naturales y las actividades humanas (Awosika *et al.*, 1993; Council of Europe, 2000; Pappas *et al.*, 1994; UNEP, 2011; Viles, Spencer, 1995).

La utilización del término *zona costera* en lugar de *litoral* se debe al predominio de la bibliografía escrita en inglés que llevan a la utilización de *coastal zone* de forma generalizada (Clark, 1992; OCDE, 1995; Pérez Cayeiro, 2013). Con todo ello, podemos encontrar textos en los que se refieran al *litoral* y a la *zona costera* indistintamente.

La gestión que se realiza de forma habitual suele desarrollarse sobre la costa. Como se describe en los siguientes apartados, la legislación en España está diseñada para gestionar los primeros metros desde la línea de costa. Sin embargo, desde un punto de vista científico se avanza sobre la idea de realizar una gestión sobre la zona costera y marina al completo. Este es el objetivo de la Gestión Integrada de las Zonas Costeras.

La gestión integrada de las zonas costeras y marinas

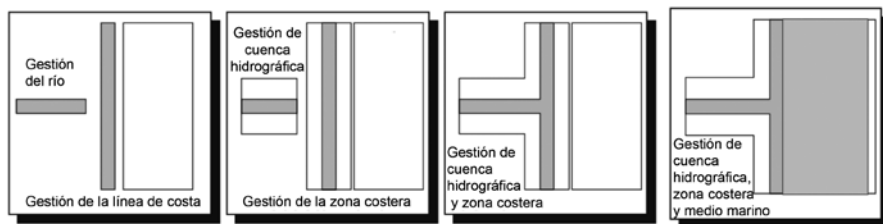
La Gestión Integrada de las Zonas Costeras (GIZC) o Gestión Integrada de Áreas Litorales (GIAL) surge en Estados Unidos (U.S. Commission On Marine Science, 1969) y se difundió por todo el mundo debido a la influencia del país en las instituciones internacionales. LA GIZC se define por Barragán (2014) como sigue:

Proceso legitimado a través de una política pública, con fundamentación técnico científica pero que tiene en cuenta los saberes tradicionales, dirigido a la administración de bienes comunes e intereses públicos; que se orienta a la toma de decisiones para obtener el mejor y más equitativo beneficio de los servicios de los ecosistemas costero marinos, poniendo especial esmero en conservar el capital natural, el patrimonio cultural, el paisaje; al mismo tiempo que afronta los riesgos y amenazas que se ciernen sobre personas, bienes o recursos.

El ámbito de aplicación de la GIZC ha variado con el paso del tiempo, comenzando con una gestión de la línea de costa. En esta definición, el medio marino y las cuencas hidrográficas se gestionan de forma independiente. Con el paso del tiempo se comenzó a considerar la cuenca hidrográfica junto a las zonas costeras. Concretamente en 1999 el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente elaboró un documento en el que se incluía la gestión de las cuencas hidrográficas y la de la zona costera de forma conjunta (UNEP-MAP, 1999).

Por otra parte, las áreas marinas son incluidas en los documentos internacionales recientes, produciéndose su incorporación con la Gestión Integrada de Áreas Litorales y la Planificación Espacial Marina (IOC-UNESCO, 2009) (figura 1). Cabe destacar que, aunque de forma teórica se propone abordar la gestión de las áreas litorales y la planificación espacial marina de forma conjunta, la realidad es bien diferente. Esto se observa, por ejemplo, en la Directiva Europea de Planificación Espacial Marítima de 2014 (Diario Oficial de la Unión Europea, 2014), en cuyos orígenes se inició como una directiva conjunta para la GIAL y la PEM, pero que finalmente solo se desarrolló la segunda disciplina (García Sanabria, 2014).

Figura 1. Evolución del ámbito de aplicación de la GIAL



Fuente: elaboración propia a partir de UNEP-MAP (1999); IOC-UNESCO (2009).

Al igual que otros procesos de gestión, la Gestión Integrada de las Zonas Costeras cuenta con una serie de metas y objetivos encaminados a solventar los problemas del litoral. En este sentido, los procesos de gestión sobre el litoral adquieren especial relevancia en aquellas áreas donde los usos y actividades suponen el principal impulsor de cambio de los ecosistemas. En estos casos es necesario incorporar un enfoque ecosistémico en las iniciativas de gestión para, de esta forma, garantizar la conservación de los servicios ecosistémicos y el bienestar humano.

Los servicios de los ecosistemas costeros y marinos

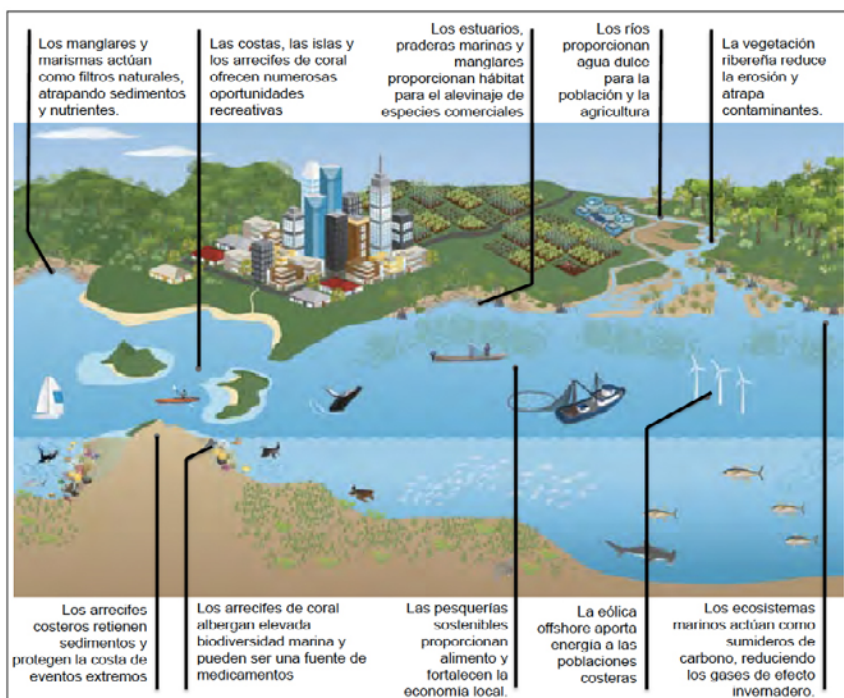
Los servicios ecosistémicos son aquellos beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas. El papel que desempeñan los ecosistemas costeros y marinos es de gran relevancia para el bienestar humano, ya que estos ecosistemas se encuentran entre los más productivos del mundo (figura 2).

Sin embargo, los ecosistemas costeros y marinos son también los más amenazados, principalmente debido a la gran dependencia de los seres humanos de la zona costera. Esto lleva a un uso y explotación excesivos de los ecosistemas y de los servicios que prestan, causando su degradación y fragmentación. Un ejemplo claro puede verse en el caso de la pesca, que es uno de los principales servicios de aprovisionamiento de los ecosistemas costeros y marinos, y en el que los datos muestran un colapso y una sobreexplotación a escala planetaria. Prácticas destructivas como la pesca de arrastre cambian la estructura de los ecosistemas marinos y, en consecuencia, la capacidad que tienen para ofrecer servicios. Como mecanismos de gestión, además de minimizar las prácticas destructivas, se precisa la creación de reservas marinas y controlar la capacidad pesquera, lo que supondría un aumento de la biodiversidad y los recursos pesqueros. Por ello, la gestión de pesquerías con enfoque ecosistémico resulta crucial tanto para los ecosistemas marinos como para el bienestar humano (Santos Martín *et al.*, 2015).

En el caso de España, los ecosistemas costeros, además de los ríos y los humedales, son los que más transformaciones han sufrido en las últimas décadas (Montes *et*

al., 2011). La importancia de los servicios que ofrecen los ecosistemas costeros a la población se cuantifican en el litoral español, donde el 90% de la población urbana se encuentra asociada a algún tipo de ecosistema costero (de Andrés *et al.*, 2017). Además, las playas y dunas son los ecosistemas preferidos para el asentamiento de la población. La importancia que adquieren los ecosistemas tipo playa para la población se concretan en diversas investigaciones para diferentes regiones (Botero *et al.*, 2013; Pereira da Silva *et al.*, 2007; Sardá *et al.*, 2015). En consecuencia, se constata la importancia de los servicios ecosistémicos para el desarrollo de actividades económicas, aunque ello no implica garantía de sostenibilidad para el bienestar humano.

Figura 2. Los servicios de los ecosistemas costeros



Fuente: adaptado de UNEP (2011).

La Gestión Basada en Ecosistemas aplicada a las zonas costeras y marinas

La Gestión Basada en Ecosistemas (GBE) es una forma novedosa de gestión, con un enfoque holístico, que tiene en cuenta tanto los elementos como las interacciones dentro de un ecosistema determinado. Estos elementos e interacciones pueden darse entre las diferentes partes de un ecosistema, pero también entre la tierra y el mar o entre el ser humano y el medio natural.

El Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente establece unas consideraciones generales para el establecimiento de la GBE, aprovechando las experiencias y lecciones aprendidas en todo el mundo (UNEP, 2011). La GBE se diferencia de la gestión tradicional porque hace énfasis en los servicios que los diferentes ecosistemas ponen a disposición del ser humano y su bienestar. Con ello, aceptar los principios de la GBE ofrece ciertas garantías para una gestión más integrada de las zonas costeras y marinas (UNEP, 2006).

Aunque la GBE se pueda asemejar en los objetivos a la GIZC, no se puede decir que sean conceptos sinónimos. La GBE se basa en la inclusión de los ecosistemas y sus interacciones como unidad de gestión, el ámbito de actuación está marcado por el área de los ecosistemas del área que se pretenda gestionar. Por su parte, la GIZC se centra, como se ha mencionado anteriormente, en un área en torno a la línea de costa (en tierra y mar), así como los usos y actividades que se desarrollan en ella. Sin embargo, ambos conceptos persiguen que el ámbito de actuación considerado deba seguir un enfoque socioecológico.

El medio marino es uno de los primeros espacios en los que se pone en práctica el concepto de *gestión basada en ecosistemas*, entendiéndose como la mejor manera de asegurar la sostenibilidad de los ecosistemas marinos y sus servicios a los seres humanos, y de hacer frente a los conflictos entre los diferentes usuarios (Ansong *et al.*, 2017). La GBE en el medio marino contempla todas las interacciones posibles en el mar, incluyendo a las personas, sus usos y actividades. Para aplicar la GBE en el medio marino es necesario considerar los efectos ambientales de las actividades sobre los servicios ecosistémicos y evaluar las consecuencias acumulativas de las diferentes actividades en dichos servicios (UNESCO-IOC, 2009).

LÍMITES DE LAS ZONAS COSTERAS Y MARINAS DESDE UN ENFOQUE SOCIOECOLÓGICO

El Sistema Socioecológico Litoral de España

Desde los años noventa, numerosos autores y organizaciones internacionales han intentado definir la zona costera incorporando elementos para su delimitación. Sin

embargo, la falta de una definición común para la delimitación del litoral lleva a que los países se decanten por el uso de criterios administrativos, sobre todo en la parte terrestre, donde es habitual utilizar el límite interior de los municipios costeros como definición del litoral. En el ámbito marino, se suelen tomar como referencia criterios métricos. La causa de estos criterios ha sido en muchos casos la de facilitar los mecanismos de aplicación sobre el espacio terrestre y marino. Sin embargo, se ha desplazado la idea de utilizar las características físicas y naturales del área pudiendo suponer una fragmentación de ecosistemas y hábitats con características costeras, al estar dentro y fuera de las medidas utilizadas.

La introducción del concepto de sistema socioecológico supone un adelanto para la delimitación de las zonas costeras y marinas, al considerar criterios naturales para establecer los límites, pero, además, características sociales. De esta forma, suponen sistemas complejos y adaptativos donde las componentes sociales y naturales están en continua interacción desde diferentes escalas, tanto espaciales como temporales (Martín López *et al.*, 2017). En consecuencia, el término *sistema socioecológico* se utiliza para la delimitación conjunta, es decir, es un concepto que sirve como herramienta para la comunicación y la cooperación entre diferentes disciplinas científicas (Halliday, Glaser, 2011). Todo ello constata la importancia de la delimitación desde perspectivas sociales y ecológicas, que en el caso del litoral deben ser complementadas con aquellas de carácter político-administrativo, para la operatividad de los procesos de gestión que se desarrollen.

En España no existe una delimitación del litoral en sentido formal. Únicamente cuenta con límites arbitrarios para la gestión fundamentalmente del ámbito público de los primeros metros desde la línea de costa. Dicha delimitación se regula a partir de la Ley de Costas (BOE-A-1988-18762) y su modificación con la Ley de Protección y Uso Sostenible del Litoral (BOE-A-2013-5670). En ellas se establece la definición del Dominio Público Marítimo Terrestre (DPMT), la Zona de Servidumbre de Protección y la Zona de Influencia.

- El DPMT es un área pública, por lo que no pueden existir propiedades privadas diferentes de la demanial del Estado. Esta franja ocupa un área tanto terrestre como marina que incluye la ribera del mar y las rías, el mar territorial y las aguas interiores, así como los recursos naturales de la zona económica exclusiva y la plataforma continental.
- la Zona de Servidumbre de Protección supone una zona con usos y actividades restringidas, por lo que no es posible la construcción de edificaciones para residencia o las vías de transporte interurbanas, entre otras. La Servidumbre de Protección se delimita a partir de una distancia de 100 metros hacia tierra adentro, a partir del límite interior de la ribera del mar. Asimismo, en los terrenos urbanos se puede reducir la Servidumbre de Protección hasta los 20 metros.

- La Zona de Influencia se corresponde con una área que se extiende hasta los 500 metros desde el límite interior de la ribera del mar. En dicha zona, aunque se pueden realizar construcciones, se establecen una serie de restricciones que serán previstas por la ordenación urbanística y territorial.

Como se puede observar, la legislación española delimita la primera franja de interacción entre la tierra y el mar, utilizando características naturales para el DPMT, pero centrándose en límites arbitrarios para el caso de la Servidumbre de Protección y la Zona de Influencia. Por otra parte, esta delimitación se extiende hacia el interior hasta un máximo de 500 metros en el caso de la Zona de Influencia. En el medio marino, la Ley de Costas únicamente delimita el DPMT a partir de los criterios métricos establecidos para el Mar Territorial (12m.n.) y la Zona Económica Exclusiva (200 m.n.). Por lo que no existen criterios fisicoquímicos, ecológicos ni sociales para su delimitación.

La delimitación del litoral como un sistema socioecológico va más allá de los criterios legales. Los criterios planteados suponen en algunos casos sobrepasar los límites administrativos municipales. Esto, que desde el punto de vista operativo puede resultar más complejo, enfatiza la importancia de la coordinación y cooperación entre los municipios para garantizar la conservación de la costa y el litoral (Barragán y de Andrés, 2016).

El Sistema Socioecológico Litoral (SSL), pensado para la gestión engloba un primer espacio, marino, intermareal y terrestre, donde se producen las principales interacciones e intercambios entre la tierra y el mar. Esta área, que sería la *costa*, es donde se encuentran islotes, campos dunares, pero también, espacios inundables por efectos de la marea o por formas acantiladas donde se observen procesos de abrasión, plataformas e islotes rocosos, salinas, caños mareales, deltas y ecosistemas de influencia mareal como playas, marismas, etc. En este espacio tienen lugar los usos y actividades relacionados con el mar de forma más intensa. Por tanto, supone el primer paso para la gestión y la resolución de conflictos.

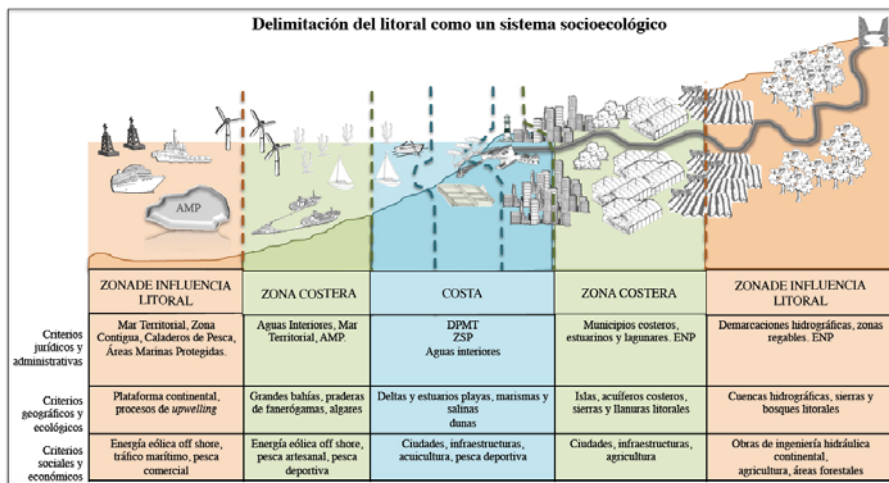
El *litoral* dentro del SSL está formado por un área, también marina y terrestre, más amplia, que incluye, desde el punto de vista ecológico, islas, sierras y llanuras litorales y bosques costeros. En el medio marino de la zona costera se pueden encontrar accidentes geográficos como grandes bahías o golfos, pero también ecosistemas que pueden estar más alejados de la costa, como algares o praderas de fanerógamas marinas. En ocasiones, algunos criterios métricos suelen utilizarse de forma específica para regular algunas actividades como la pesca artesanal (Caviedes *et al.*, 2014).

La definición de los sistemas socioecológicos incluye la necesidad de contemplar aquellas relaciones dentro y entre los ecosistemas. Es por ello que al realizar una GBE sobre las zonas costeras y marinas sea de utilidad considerar un área de influencia costera, más alejada de la costa, pero cuyos usos y actividades pueden tener impactos sobre ella (figura 3). En este sentido destacan actividades como

la pesca, la instalación de parques eólicos marinos, los corredores marítimos y la creación de áreas marinas protegidas, ya que, aunque se encuentran emplazadas en el medio marino, tienen equipamientos e infraestructuras, o simplemente un efecto en la costa terrestre.

Los límites socioecológicos en las zonas costeras y marinas de España ponen de manifiesto la importancia de considerar este tipo de criterios. En este sentido, se observa que el 20% del borde costero, la primera franja terrestre próxima a la línea de costa está ocupada por núcleos urbanos, donde se realizan las principales actividades económicas, desarrollo de equipamientos, infraestructuras, etc. El porcentaje de ocupación desciende al 4% en las tierras costeras y es inferior al 1% en el interior del país. Esto muestra la importancia de una definición de la zona costera con un enfoque más allá de lo métrico o administrativo (de Andrés *et al.*, 2017).

Figura 3. Delimitación del Sistema Socioecológico Litoral de España



Fuente: elaboración propia a partir de Barragán and Andrés (2015).

COMENZANDO UNA GESTIÓN INTEGRADA A PARTIR DE LOS VALORES ECOSISTÉMICOS: EL CASO DE LA BAHÍA DE CÁDIZ

La bahía de Cádiz constituye un área donde la concentración demográfica y el desarrollo de actividades económicas compiten por un espacio altamente escaso, debido por una parte a las características del litoral anteriormente mencionadas, pero además, por la presencia de un área protegida (Parque Natural Bahía de

Cádiz) donde se restringe el desarrollo de actividades económicas. Este espacio protegido posee ecosistemas de alto valor por los servicios que proporcionan a las ciudades colindantes.

Para considerar todos los problemas y conflictos asociados al litoral en la bahía de Cádiz, resulta necesario comenzar con una delimitación de la bahía bajo un enfoque socioecológico. Con ello, una delimitación del sistema socioecológico litoral en la bahía de Cádiz incluiría los siguientes criterios (figura 4).

En el sistema socioecológico de la bahía de Cádiz se emplazan numerosos ecosistemas costero-marinos. Las marismas y el estuario del Guadalete se encuentran en zonas de transición entre el medio marino y el terrestre. La principal característica de las marismas es la confluencia de agua dulce y salada.

Figura 4. Criterios socioecológicos para delimitar la bahía de Cádiz

	Unidad del SSL	Criterios ecológicos	Criterios socioeconómicos
Costa	Costa	Playas Marismas y salinas Praderas marinas	Núcleos urbanos Infraestructuras costeras Áreas de marisqueo y acuicultura Infraestructuras portuarias con ocupación marina
	Tierras Litorales	Lagunas con avifauna costera Bosques litorales	Municipios con frente costero
Litoral	Aguas Litorales	Límite exterior de algales Límite exterior de fondos de sedimentos finos	Pesca artesanal
Zona de Influencia Litoral y Costera	Tierras de Influencia Litoral y Costera	Cuenca hidrográfica	Agricultura asociada a litoral
	Aguas de Influencia Litoral y Costera	Volcanes de fango del Golfo de Cádiz	Caladero del Golfo de Cádiz

Fuente: Elaboración propia.

Las marismas de la bahía de Cádiz se modifican en salinas que fueron explotadas durante siglos. En la actualidad la mayoría de las salinas están abandonadas o se utilizan para producciones acuícolas. Así, en muchos casos, su abandono está llevando a que las salinas vuelvan a convertirse en marismas naturales; o se desecan, originando en este caso suelos improductivos. La supervivencia de las salinas supone la conservación de un patrimonio cultural y paisajístico, así como contribuir al mantenimiento de la biodiversidad presente en la bahía de Cádiz.

En cuanto a las playas, las de arena fina caracterizan la bahía de Cádiz. La presencia del Guadalete y su aporte sedimentario origina la acumulación de sedimentos más finos en las playas. Los bosques costeros, por su parte, se encuentran en el interior de la zona costera, después de las playas, las dunas o las marismas. Los pinares costeros de la bahía de Cádiz tienen su origen en repoblaciones realizadas durante el siglo XIX.

El estudio de los ecosistemas del sistema socioecológico delimitado, así como sus servicios, permite afirmar que los ecosistemas costeros, principalmente las salinas, playas y dunas y marismas mareales, son los que más servicios ofrecen a la población. Destacan los servicios de regulación, como el control de la erosión o la regulación del clima, aunque también los servicios culturales, principalmente los recreacionales y turísticos. En cuanto a los servicios de abastecimiento de los ecosistemas costeros destaca el de alimentación, gracias al *stock* pesquero, entre otros. El servicio de soporte está asociado principalmente a la creación de hábitat, que en el caso de los ecosistemas costeros se caracteriza por albergar especies endémicas y vulnerables.

La delimitación de la bahía de Cádiz como un sistema socioecológico permite establecer orientaciones para la gestión integrada que propicien la sostenibilidad de los ecosistemas y sus servicios. En general, los procesos de gestión deberían tener un carácter estratégico, enfocado a establecer políticas territoriales regionales en el que abarquen el litoral como un único sistema socioecológico. De esta forma, se tienen en cuenta, no solo los servicios de los ecosistemas terrestres, sino también de los intermareales y marinos.

LA IMPORTANCIA DE UN ENFOQUE SOCIOECOLÓGICO PARA ESTABLECER LA CAPACIDAD DE CARGA EN EL LITORAL: EL MAR MENOR

El Mar Menor es una laguna costera de gran tamaño con importantes ecosistemas costeros marinos y asociados. La lámina de agua posee importantes figuras de protección debido a su alto valor ecológico y paisajístico. Sin embargo, la laguna sufre una elevada degradación y pérdida de los ecosistemas, que han llevado a superar la capacidad de carga de la laguna. Esto se debe a la elevada actividad

económica que se realiza en el entorno del Mar Menor, que tiene efectos sobre la laguna. Concretamente, en relación con la agricultura, la aportación de nutrientes agrícolas se relaciona con una pérdida de la calidad del agua (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005). También existen otras fuentes de contaminación del agua, como son los metales pesados de las antiguas operaciones mineras (De León *et al.*, 1982). Pero existen otras actividades como la actividad turística, la náutica, etc. que ejercen presión sobre el Mar Menor.

Las presiones descritas han supuesto una serie de cambios en el medio como la sustitución de praderas de fanerógamas marinas por la proliferación de algas como consecuencia de los cambios en los sedimentos y el aumento de la turbiedad (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2012). También se han producido cambios en los peces bentónicos debido al dragado y a la instalación de estructuras rígidas (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2006). Todo esto, ha llevado a sobrepasar la capacidad de carga del ecosistema lagunar.

Como se ha mencionado anteriormente, la conservación del Mar Menor siempre se ha ocupado de la lámina de agua. En alguna ocasión se ha propuesto gestionar hasta la zona terrestre afectada por nitratos. Sin embargo, estas delimitaciones del Mar Menor no permiten una gestión integrada para abordar los problemas desde su origen.

Con la formulación de la Estrategia de Gestión Integrada de Zonas Costeras para el Sistema Socioecológico del Mar Menor (Barragán and García-Sanabria, 2016) se propone ampliar el ámbito de actuación considerando hasta el límite alto de la cuenca hidrográfica, ya que, aunque no todo el área sea litoral, sí es necesario considerar actividades como la gestión forestal, la gestión de aguas o usos del suelo que puedan influir sobre la lámina de agua (Figura 5).

La propuesta de una delimitación socioecológica para la gestión del Mar Menor permite observar el problema más allá de la propia laguna y actuar sobre el origen de forma integrada (Barragán *et al.*, 2020). Ello permite, además, comenzar a trabajar en una gestión basada en ecosistemas, donde el medio lagunar está interrelacionado con otros ecosistemas a través de los usos y actividades que se desarrollan en ellos.

CONCLUSIONES Y APLICACIÓN A LA REGIÓN DEL BAIX EMPORDÀ

Los conceptos y límites planteados en esta presentación permiten afrontar la gestión de la zona costera y marina desde una perspectiva más integrada, pudiéndose aplicar para la región del Baix Empordà como un sistema socioecológico.

A partir de aquí, se fomenta el intercambio de información y la cooperación entre los diferentes actores sociales que intervienen en la cogestión de la región. Además, ofrece la oportunidad de desarrollar una gestión basada en ecosistemas, donde se consideran tanto los servicios que ofrecen los ecosistemas costeros y marinos a la población como la capacidad de carga de los propios ecosistemas.

Figura 5. Ámbito de delimitación del sistema Socio-ecológico del Mar Menor



Fuente: elaboración propia a partir de Barragán and García-Sanabria (2016).

REFERENCIAS

- Agardy, T., *et al.*, 2005. Coastal Systems, in: *Ecosystems and Human Well-Being: Current Status and Trends*. pp. 513–550.
- Ansong, J., Gissi, E., Calado, H., 2017. An approach to ecosystem-based management in maritime spatial planning process. *Ocean Coast. Manag.* 141, 65–81. doi:10.1016/j.ocecoaman.2017.03.005

- Awosika, L., 1993. Management arrangements for the development and implementation of coastal zone management programmes, in: World Coast Conference. Noordwijk, pp. 107–180.
- Barbier, E., Hacker, S., Kennedy, C., 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecol. Monogr.* 81, 169–193.
- Barragán, J.M., 2014. Política, gestión y litoral. Una nueva visión de la gestión integrada de áreas litorales. Tebar, UNESCO, Madrid.
- Barragán, J.M., 2004. Las áreas litorales de España. Del análisis geográfico a la gestión integrada. Ariel.
- Barragán, J.M., 1994. Ordenación, planificación y gestión del espacio litoral. Oikos-tau.
- Barragán, J.M., Andrés, M. De, 2016. Aspectos básicos para una gestión integrada de las áreas litorales de España: conceptos, terminología, contexto y criterios de delimitación. *Rev. Gestão Costeira Integr.* 16, 171–183. doi:10.5894/rgci638
- Barragán, J.M., Andrés, M. De, 2015. Aspectos básicos para una gestión integrada de las áreas litorales de España: conceptos, terminología, contexto y criterios de delimitación. *Rev. Gestão Costeira Integr.* 16. doi:10.5894/rgci638
- Barragán, J.M., García-Sanabria, J., 2016. Estrategia de gestión integrada de zonas costeras para el sistema socioecológico del Mar Menor. Consejería de Fomento e Infraestructuras. Región de Murcia, Murcia.
- Barragán, J.M., García-Sanabria, J., de Andrés, M., 2020. ICZM Strategy for the Socio-ecological System of the Mar Menor (Spain): methodological aspects and public participation, in: *Socio-Ecological Studies in Marine Protected Areas*. Springer.
- BOE-A-1988-18762, n.d. Ley 22/1988, de 28 de julio, de Costas. Jefatura del Estado.
- BOE-A-2013-5670, 2013. Ley 2/2013, de 29 de mayo, de protección y uso sostenible del litoral y de modificación de la Ley 22/1988, de 28 de julio, de Costas.
- Botero, C., Anfuso, A., Zielinski, S., Silva, C., Cervantes, O., Silva, L., Cabrera, J.A., Williams, A.T., 2013. Reasons for beach choice: European and Caribbean perspectives. *J. Coast. Res. Proceeding*, 880–886.
- Caviedes, V., Arenas-Granados, P., Carrasco, J.C., 2014. Una contribución a la política pública para el manejo costero integrado de Honduras: análisis diagnóstico. *Rev. Gestão Costeira Integr.* 14, 645–662. doi:10.5894/rgci461
- Clark, J.R., 1992. Integrated management of coastal zones, in: *Fisheries Technical Paper No327*. FAO, p. 160.
- Council of Europe, 2000. Model Law on Sustainable Management of Coastal Zones.
- de Andrés, M., Barragán, J.M., García Sanabria, J., 2017. Relationships between coastal urbanization and ecosystems in Spain. *Cities* 68, 8–17. doi:10.1016/j.cities.2017.05.004

- De León, A.R., Guerrero, J., Farazo, F., 1982. Evolution of the pollution of the coastal lagoon of Mar Menor, in: VI Journées Étud. Pollutions. C.I.E.S.M., Cannes, pp. 355–358.
- Diario Oficial de la Unión Europea, 2014. Directiva 2014/89/UE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de julio de 2014 por la que se establece un marco para la ordenación del espacio marítimo.
- FAO, 1998. Integrated coastal area management, and agriculture, forestry and fisheries. FAO Guidelines, Rome.
- García-Sanabria, J., 2014. Hacia la gestión integrada del medio marino: Análisis de un nuevo marco conceptual y metodológico. Universidad de Cádiz.
- Halliday, A., Glaser, M., 2011. A Management Perspective on Social Ecological Systems: A generic system model and its application to a case study from Peru. *Hum. Ecol. Rev.* 18, 1–18. doi:10.1007/s10021-001-0101-5
- Martín-López, B., Palomo, I., García-Llorente, M., Iniesta-Arandia, I., Castro, A.J., García Del Amo, D., Gómez-Baggethun, E., Montes, C., 2017. Delineating boundaries of social-ecological systems for landscape planning: A comprehensive spatial approach. *Land use policy* 66, 90–104. doi:10.1016/j.landusepol.2017.04.040
- OCDE, 1995. Gestión de Zonas Costeras. Políticas Integradas. Madrid.
- Pappas, E., Post, J., Lundin, C., 1994. Coastal Zone management and environmental assessment, in: E.A. Sourcebook Update. p. 8.
- Pardo, J.E., Roselló, V., 2001. El medio litoral en una perspectiva geográfica y aplicada, in: XV Congreso de Geógrafos Españoles. Santiago de Compostela, pp. 15–37.
- Pereira da Silva, C., Alves, F.L., Rocha, R., 2007. The Management of Beach Carrying Capacity: The case of northern Portugal. *J. Coast. Res. (Proceedings 9th Int. Coast. Symp.* 135–139.
- Perez-Ruzafa, A., Fernández, A.I., Marcos, C., Gilabert, J., Quispe, J.I., García-Charton, J.A., 2005. Spatial and temporal variations of hydrological conditions, nutrients and chlorophyll a in a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, Spain). *Hydrobiologia* 550, 11–27.
- Pérez-Ruzafa, A., García-Charton, J.A., Barcala, E., Marcos, C., 2006. Changes in benthic fish assemblages as a consequence of coastal works in a coastal lagoon: The Mar Menor (Spain, Western Mediterranean). *Mar. Pollut. Bull.* 53, 107–120.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Bernal, C.M., Quintino, V., Freitas, R., Rodrigues, A.M., García-Sánchez, M., Pérez-Ruzafa, I.M., 2012. *Cymodocea nodosa* vs. *Caulerpa prolifera*: Causes and consequences of a long term history of interaction in macrophyte meadows in the Mar Menor coastal lagoon (Spain, southwestern Mediterranean). *Estuarine, Coast. Shelf Sci.* 110, 101–115.

- Pérez Cayeiro, M.L., 2013. Gestión integrada de áreas litorales: análisis de los fundamentos de la disciplina .
- Santos-Martín, F., Montes, C., Alcorlo, P., García-Tiscar, S., González, B., Vidal-Abarca, M.R., Suárez, M.L., Royo, L., Ferriz, I., Barragán-Muñoz, J.M., Chica, J.A., López, C., Benayas, J., 2015. La evaluación de los servicios de los ecosistemas aplicada a la gestión pesquera.
- Spanish National Ecosystem Assessment, 2013. Ecosystems and biodiversity for human wellbeing. Synthesis of the key finding. Biodiversity Foundation of the Spanish Ministry of Agriculture Food and Environment, Madrid.
- U.S. Commission On Marine Science, E.A.R., 1969. Our nation and the sea. Washington DC: US Government Printing Office.
- UNEP, 2011. Taking Steps toward Marine and Coastal Ecosystem-Based Management- An Introductory Guide. doi:ISBN: 978-92-807-3173-6
- UNEP, 2006. Marine and coastal ecosystems and human well-being: A synthesis report based on the findings of the Millennium Ecosystem Assessment.
- UNEP, 1999. Conceptual Framework and Planning Guidelines for Integrated Coastal Area and River Basin Management.
- UNESCO-IOC, 2009. Marine Spatial Planning. A step-by-step approach towards ecosystem based management.
- Viles, H., Spencer, T., 1995. Coastal problems, geomorphology, ecology and society at the coast. E. Arnold, London.

CORRESPONSABILIDAD, COPARTICIPACIÓN Y COGESTIÓN EN LA EVALUACIÓN SOCIOECOLÓGICA INTEGRADA

JAVIER GARCÍA-ONETTI¹

Grupo de Investigación en Gestión Integrada de Áreas Litorales,
Instituto Universitario de Investigación para el Desarrollo
Social Sostenible (INDESS), Universidad de Cádiz

NECESIDADES Y DIFICULTADES DE INNOVAR EN GOBERNANZA COSTERO-MARINA

La «Taula de Cogestió Marítima del Litoral del Baix Empordà» nace de la necesidad de afrontar retos tan complejos como la gestión participativa y la incorporación de espacios de gestión en la ordenación territorial. La mejora de las actuales dinámicas de la zona costera y marina de esta región pasa, según establecen sus bases, por compatibilizar mejor desarrollo económico y conservación de su patrimonio, a partir de la toma de decisiones desde la responsabilidad compartida de todos sus actores (Generalitat de Catalunya, 2018b).

Cuando hablamos de ámbitos en los que compiten en muy poco espacio múltiples ecosistemas (de especial valor, singularidad y fragilidad) y múltiples actores sociales y económicos (con sus intereses y sus problemas), y con dinámicas muy intensas, estos esfuerzos de corresponsabilidad son especialmente necesarios (J. M. Barragán, 2014). Ninguno de los sectores del Baix Empordà está aislado de los demás y todos forman parte de un sistema mucho más complejo e imbricado de lo que muestran las estructuras tradicionales de gestión, de carácter sectorial y vertical.

Es desde esta perspectiva que cobra especial sentido hablar en términos de *sistema socioecológico*, que ayude siempre a recordar que las componentes sociales y naturales están continuamente interactuando a múltiples escalas, y a poner el foco en identificar los elementos y procesos que facilitan esas interconexiones (Martín-López *et al.*, 2012, 2017; Ostrom, 2009). Cuando estas conexiones quedan

¹ javier.onetti@uca.es

visibles, se facilita que se comprenda por qué hay que trabajar juntos, siendo corresponsables del sistema en su conjunto.

Para que esto funcione, los implicados deben participar de manera inclusiva en la toma de decisiones. Es decir, no es suficiente con que una Administración pública plantee un plan de gestión costera técnicamente perfecto. De lo contrario, por mucha voluntad que se haya generado para implementar modelos de gestión más integrados, no seremos capaces de superar la actual brecha entre la teoría y la práctica (Dickey-Collas, 2014; IBERMAR, 2012; Jones, Lieberknecht y Qiu, 2016; Link y Browman, 2014; Sardà, O'Higgins, Cormier, Diedrich y Tintoré, 2014; Walther y Mollmann, 2014; Wilson *et al.*, 2014).

Existen múltiples problemas que explican las dificultades actuales para implementar estos enfoques. Al trabajar sobre sistemas complejos, la necesidad de información es inmensa y multisectorial, de obtención lenta y costosa y muy difícil de integrar. Pero cabe recordar que tal vez es aún más complicado *trabajar juntos*, pues la resolución de conflictos entre los múltiples intereses inter e intrasectoriales añade un componente sociológico complejo (DeLauer, Rosenberg, Popp, Hiley y Feurt, 2014).

En primer lugar, mientras no se muestren esas interacciones, será difícil que los distintos actores asuman la necesidad de ser corresponsables. Ya en 1999, la Comisión Europea señalaba en el Programa de Demostración en Gestión Integrada de Zonas Costeras (PDGIZC-UE) las dificultades de convencer y comprometer a los diversos actores económicos involucrados en la transformación de las áreas costero-marinas (EC, 1999). Decía Murawski (2007, p. 681) que «todos tenemos nuestros propios intereses particulares, y tendemos a atrincherarnos en ellos», lo que, junto a dinámicas históricas y diferencias propias de la convivencia, dificulta la toma conjunta de decisiones (la cogestión).

Por otro lado, es común observar procesos participativos poco efectivos. La Administración pública tiene inercias muy pesadas, una tradición autónoma que dificulta la consideración de sus resultados en la toma real de decisiones (J. M. Barragán, 2014). Con ello, en demasiadas ocasiones se defraudan las expectativas generadas en los participantes, lo que afecta a futuros procesos (cansancio, frustración), y hace más difícil que la gente participe. Como ya señala Tallis *et al.* (2010), la gestión integrada requiere una mirada de largo plazo de implementación, así como sistemas jurídico-administrativos maduros y estables, con los que sea posible combatir los desacoplamientos temporales y escalares habituales entre las distintas administraciones sectoriales.

Como consecuencia, estas dificultades generan amplias reticencias que hace que no se demanden todavía de forma generalizada estos cambios y actualmente no se está dando respuesta a todas estas necesidades. Se precisan nuevos enfoques o herramientas de gestión adaptadas y adaptativas que, además de ayudar a simplificar y organizar la información, ayuden también a interpretar qué implicaciones tiene esa información en los ciudadanos.

La «Estratègia marítima de Catalunya 2030» (EMC) menciona como prioridad la necesidad de innovar en gobernanza y lo conecta con la posibilidad de disponer de unos ecosistemas resilientes y funcionales que nos acerquen a un desarrollo sostenible, integrado y armónico que mejore la calidad de vida ciudadana (Generalitat de Catalunya, 2018a). Además, en su Plan Estratégico Multianual 2018-2020, señala explícitamente el trabajo a desarrollar por La Taula como un proyecto piloto de innovación en cogestión multiactor y multisector (Línea Estratégica de Cogestión 84). Y, en este sentido de innovación, la propia EMC señala el camino al apuntar a los *servicios ecosistémicos* como procesos estratégicos para conectar la salud de los sistemas naturales con el bienestar socioeconómico de los habitantes de la Comunidad Autónoma. Conecta conservación y desarrollo, algo que también subraya la Unión Europea en diversas resoluciones sobre economía azul y gestión marina (EC, 2012; EU, 2008, 2014).

Esto abre una interesante puerta en términos metodológicos y conceptuales, pues este marco de los *servicios ecosistémicos* ha vivido un increíble impulso a nivel técnico-científico, con un aumento vertiginoso de investigaciones y proyectos, especialmente en las zonas costeras y marinas (Engler, 2015; Liqueste *et al.*, 2013). Además, se está trabajando en nuevas derivas interesantes sobre «servicios socioecológicos», que permiten analizar sistemas naturales y antrópicos desde un mismo enfoque y un lenguaje común (García-Onetti *et al.*, 2020; García-Onetti, Scherer y Barragán, 2018).

La *Evaluación Socioecológica Integrada (ESEI)* es un proceso de trabajo pensado para ayudar a resolver este tipo de escenarios con necesidades de un gobierno diferente. En este trabajo se explora qué puede aportar este enfoque en el contexto y ámbito de trabajo de la «Taula de Cogestió Marítima del Litoral del Baix Empordà».

LA EVALUACIÓN SOCIOECOLÓGICA INTEGRADA (ESEI): ¿QUÉ Y PARA QUÉ?

La ESEI trata de proporcionar un marco que ayude a organizar el conocimiento necesario para apoyar la toma de decisiones y la elaboración de políticas. Está especialmente indicada para orientar la gestión hacia un enfoque integrado y ecosistémico (figura 1). Es un *proceso*, es decir, sigue unos pasos que pueden definirse y organizarse, que conducen a prestar un asesoramiento de conjunto y coherente, para abordar las necesidades de la sociedad para gestionar las presiones antropogénicas sobre el ecosistema (Arnell, 2018). Es especialmente adecuado para hacer copartícipes a los diferentes grupos de interesados, científicos y responsables de la toma de decisiones, facilitando la cogestión de sistemas socioecológicos (Levin, Fogarty, Murawski y Fluharty, 2009; Levin *et al.*, 2014; Tallis *et al.*, 2010).

Figura 1. Definición de Evaluación Socioecológica Integrada

También conocida como Evaluación Ecosistémica Integrada, es un proceso de trabajo basado en el enfoque integrado y ecosistémico, que aporta un marco de entendimiento común para ayudar a integrar e interrelacionar datos físico-naturales, socioeconómicos y jurídico-administrativos de manera sintética y práctica, dirigido a organizar el conocimiento necesario para apoyar la toma de decisiones y la elaboración de políticas, permitiendo hacer copartícipes de ello a los diferentes grupos de interesados, científicos y administradores, para facilitar la gestión adaptativa de sistemas socioecológicos.

Fuente: a partir de Arnell (2018); Levin *et al.* (2009, 2014); Murawski (2007); Rice (2011); Tallis *et al.* (2010).

El propósito principal de la ESEI no es otro que integrar (interrelacionar) datos físicos, biológicos y socioeconómicos, de manera sintética, muy práctica y dirigida, para evaluar las contraprestaciones (*trade-offs*) entre objetivos prioritarios de los diferentes actores que aprovechan los bienes y servicios del ecosistema (Levin *et al.*, 2014; Walther y Mollmann, 2014). Esto significa, por ejemplo, poder distinguir quién pierde cuando un actor se beneficia de unos servicios ecosistémicos concretos o decide hacerlo con una mirada sectorial.

A nivel teórico, no hay un solo marco de referencia, acordado y consensado para aplicar la ESEI. Muchos organismos científicos e instituciones y administraciones públicas de todo el mundo han tratado de desarrollar sus propios marcos y definir sus propios pasos para aplicarlos. Por ello, es especialmente interesante ver qué se ha aprendido en ese camino, qué elementos hay en común y qué lecciones se pueden extraer para plantear oportunidades.

Las Naciones Unidas a través de su Programa de Protección del Medio Ambiente (UNEP, 2009a, 2009b) o el Consejo Internacional para la Exploración del Mar (ICES, 2013) tienen trabajos que recopilan y comparan estos esfuerzos. Destacan, por ejemplo, los talleres de trabajo organizados por el ICES para el análisis comparativo de Evaluaciones Ecosistémicas Integradas (WKBEMIA²), como el de 2012, con una fuerte participación de la Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica (NOAA) de los Estados Unidos. La Unión Europea también ha adoptado este enfoque para la Evaluación Ecosistémica Europea (EEA, 2015; Maes, Erhard, Teller y Paracchini, 2014), para la implementación de

2 En el Workshops on Benchmarking Integrated Ecosystem Assessments (WKBEMIA), celebrado en noviembre de 2012 en la International Council for the Exploration of the Seas (ICES), se adoptó el marco de ESEI a ser desarrollado por el ICES y la NOAA (Levin *et al.*, 2009), con consideraciones de los enfoques de la FAO y del ICES Working Group on Ecosystem Effects of Fishing Activities (ICES, 2010).

la Estrategia Europea de Biodiversidad y en proyectos como el MAES (*Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services*) o el ESMERALDA (*Enhancing ecosystem services mapping for policy and decision making*).

En todos estos trabajos encontramos características comunes de los enfoques de ESEI que pueden ser resaltadas:

- Ponen el foco en los procesos, es decir, no tratan de acumular datos e información y de saber exactamente cómo funcionan los ecosistemas o los asuntos socioeconómicos, sino en entender cómo están conectados y a partir de ahí dirigir los esfuerzos de levantamiento de información (A. Ling, Coppens, MacDevette y Mapendembe, 2016; Levin *et al.*, 2014; Murawski, 2007; Rice, 2011).
- Se consideran integrados porque no analizan los ecosistemas, los impactos ambientales, las actividades económicas o los sistemas de gestión, sino que analizan los vínculos entre estos tres sistemas de análisis (UNEP, 2009a, 2009b).
- Esto lo hacen mediante un enfoque estructurado, normalmente apoyado en el marco causal *DPSIR*³ (Wilson *et al.*, 2014), evolucionado por multitud de autores para vincularlos a los *servicios ecosistémicos* (Atkins, Burdon, Elliott y Gregory, 2011; Barnard y Elliott, 2015; Cooper, 2013; Elliott, 2014).
- Ponen mucho esfuerzo en fortalecer la relación entre el conocimiento científico y local y su utilidad para la política pública (A. Ling *et al.*, 2016).

UN PASO A PASO PARA LA ESEI: ¿ES POSIBLE EN EL BAIX EMPORDÀ?

A partir de estas características cada vez más generalizadas, distintos autores o equipos de investigación han propuesto métodos para *operacionalizar* la ESEI, algunos de los cuales han sido apropiados ya por instituciones oficiales. La NOAA ha adoptado un proceso escalonado en cinco pasos propuesto en Levin *et al.* (Levin *et al.*, 2009, 2014) con el que están evaluando los grandes ecosistemas marinos de Estados Unidos. La Agencia Europea del Medio Ambiente propone cuatro etapas desarrolladas en nueve pasos para construir un «Marco común para la evaluación

3 *DPSIR*: *Drivers* (Fuerzas Motrices), *Pressures* (Presiones), *State* (Estado), *Impact* (Impacto), *Responses* (Respuestas). En algunos casos han evolucionado a *DAPSI(W)R*: *Drivers, Activities, Pressures, State, Impacts on welfare, Responses*.

ecosistémica coherente e integrada» (Burkhard, Santos-Martin, Nedkov y Maes, 2018; Maes *et al.*, 2014).

Un rápido esfuerzo comparativo, permite esbozar un ejemplo de cómo podría construirse un proceso específico y adaptado para la región, a partir de los principios que guían la «Estratègia marítima de Catalunya 2030» y la «Taula de Cogestió del Baix Empordà».

La tarea desarrollada, basada en García-Onetti *et al.* (2017), consistió en recoger y analizar los pasos propuestos en estas referencias, agruparlos, adaptarlos a la escala del nuevo entorno y reordenarlos según los objetivos aquí buscados. En la figura 2 se muestra un resumen de las cinco fases y quince pasos en los que estas se subdividen.

Se trata de un proceso largo y complejo, con una metodología todavía poco común, lo que implica también un proceso previo de alfabetización, aprendizaje y apropiación. Sin embargo, la rápida evolución de las técnicas asociadas a los servicios ecosistémicos permite trabajar ya con un lenguaje sencillo de comprender, fácil de transmitir. La coparticipación de todos los actores queda prevista para cada uno de los pasos, sin excepción, siempre apoyado de un trabajo técnico, de cara a mejorar los índices de implementación de planes y herramientas de gestión derivados del proceso seguido.

CLAVES TEÓRICAS Y VENTAJAS OPERATIVAS DE UN MARCO CONCEPTUAL DAPSI(W)R

En el caso de La Taula, el *paso 1* ha sido ampliamente alcanzado, lo que asegura unos cimientos sólidos para construir los siguientes espacios de trabajo. Además, han caminado en algunos de los aspectos planteados en otros pasos y la base de información y conocimiento también es amplia. La región ha identificado bien los ecosistemas, tiene gran experiencia en su gestión y conservación, dispone de información socioeconómica y comparte una clara mirada hacia el mar y al desarrollo azul. Pero, sobre todo, dispone de voluntad, como muestra la creación de La Taula.

Uno de los puntos más complejos, pero también relevantes, de un proceso de ESEI es construir y consensuar un marco conceptual que sirva de modelo de referencia del sistema socioecológico (*paso 2*). Modelar es simplificar y simular la realidad, lo que debe ayudar a identificar (y priorizar) muy fácilmente los principales elementos y componentes clave (biofísicos, socioeconómicos y de gestión), así como los procesos que los interconectan (servicios ecosistémicos, presiones), que guiarán la gestión.

La visión sistémica y la definición de *Sistema Socioecológico* permiten entender que cada sector costero-marino del Baix Empordà es un subsistema, con elementos y

Figura 2. Ejemplo de un paso a paso para la *Evaluación Socioecológica Integrada del sistema costero marino del Baix Empordà (ESEIBE)*

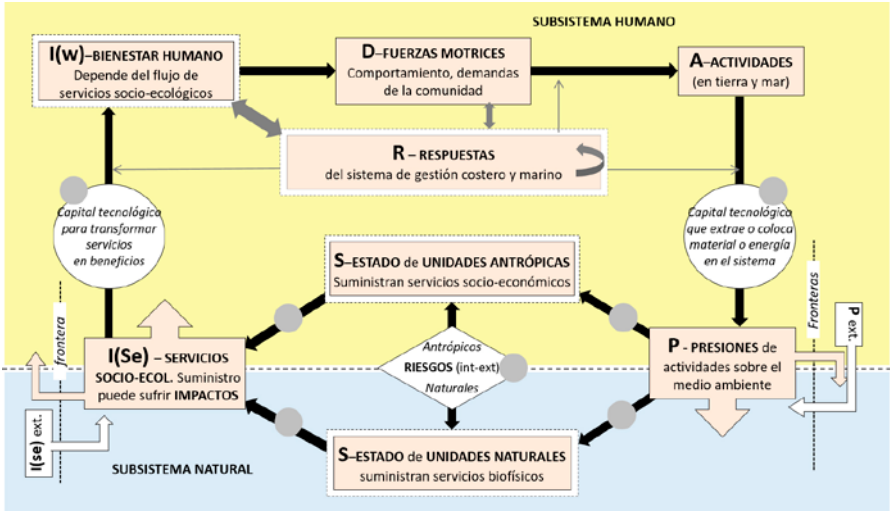
Fases ESEIBE	Pasos ESEIBE
I. Fase previa. Preparación	<p>Paso 1. Definir objetivos generales, identificar <i>stakeholders</i>, asegurar su compromiso con el proceso, concretar objetivos comunes, estructurar espacios de trabajo y codecisión</p> <p>Paso 2. Construir una base teórica sólida, un marco conceptual común (DAPSI(W/R), una visión y unos principios compartidos</p> <p>Paso 3. Delimitar el alcance del Sistema Socioecológico costero-marino del Baix Empordà (SEBE)</p>
II. Caracterización de la base socio-ecológica	<p>Paso 4. Identificar / ubicar / priorizar ecosistemas y unidades ambientales, servicios socioecológicos, beneficios asociados y sus beneficiarios. Criterios: resiliencia / flujo de servicios</p> <p>Paso 5. Identificar / ubicar / priorizar actividades (economía azul), presiones significativas. Criterios: riesgos socioecológicos</p>
III. Evaluación descriptiva socioambiental	<p>Paso 6. Relación causal DAPSI(W/R): impactos significativos y descripción del sistema actual de gestión, espacios de conflictos de intereses (<i>trade-offs</i>) internos y con sistemas socioecológicos próximos</p> <p>Paso 7. Evaluación del SEBE (estado y tendencia): Indicadores DAPSI(W/R) / capacidad de carga del SEBE / valoración participativa de ecosistemas y servicios</p> <p>Paso 8. Respuestas operativas</p>
IV. Evaluación estratégica del sistema de gestión	<p>Paso 9. Evaluación estratégica 1: cómo la toma de decisiones sectorial actual afecta al flujo de servicios socioecológico, qué presiones y qué impactos son propiciados por qué decisiones</p> <p>Paso 10. Evaluación estratégica 2: cómo los aspectos de gestión del entorno (e. g., ordenación terrestre y marina) condicionan la gestión de sectores de la economía azul</p> <p>Paso 11. Factores de gobernabilidad que dificultan la toma de decisiones: DPSIR del sistema de gestión del SEBE</p> <p>Paso 12. Respuestas estratégicas y estructurales</p>
V. Implementación y seguimiento	<p>Paso 13. Integrar respuestas en un Sistema de Gestión Integrado y Ecosistémico para planificar/implementar medidas</p> <p>Paso 14. Comunicación, formación, educación, disponibilidad de recursos</p> <p>Paso 15. Monitoreo, seguimiento y adaptación para mejora continua</p>

procesos característicos, que forma parte de un conjunto. Todos ellos tienen un metabolismo exigente (Acosta, Cano, Requejo, Rodríguez y Artolachipi, 2012). Traducido a este contexto socioecológico, significa que precisan, para funcionar, de los servicios que otros sistemas naturales y humanos proporcionan (e. g., energía, materia prima) y demanda a los sistemas cercanos la asimilación de las presiones que su metabolismo desecha (EEA, 2010; McGranahan *et al.*, 2005).

Es por ello que las interacciones *servicios (Se) – presiones (P)* entre los sectores de la economía azul y los demás subsistemas naturales y antrópicos del SEBE pueden usarse para caracterizar su relación con su entorno, así como para delimitar su alcance.

El marco causal *DAPSI(W)R* permite visibilizar estas interacciones clave a modo de *flujos* entre el subsistema natural y el subsistema humano, tal y como se muestra en la figura 3.

Figura 3. Ejemplo de marco DAPSI(W)R para modelar sistemas socioecológicos



Fuente: García-Onetti (2018), a partir de IOC-UNESCO (2011b, 2011a); Maes *et al.* (2013); UNEP (2012); Elliott (2014); Barnard y Elliott (2015).

Este modelo abre una puerta interesante: permite aplicarlo al sistema en su conjunto, pero también a cada sector, facilitando diferentes niveles de profundización según la capacidad o el objetivo de gestión.

A partir de aquí, se pueden simplificar las relaciones socioecológicas fundamentales de un sector con el entorno sobre las que priorizar el levantamiento de información:

1. El sector como *suministrador* de un flujo de servicios y facilitador de sinergias (*beneficia*);
2. el sector como receptor o *beneficiario* de un flujo de servicios socioecológicos (*beneficiado*);
3. el sector como *emisor* de un flujo de presiones y *trade-offs* (*perjudica*);
4. el sector como receptor o afectado por presiones, *trade-offs* y diservicios⁴ (perjudicado).

Al simplificar la relación que hay entre actores y con los ecosistemas, es más sencillo fortalecer la corresponsabilidad.

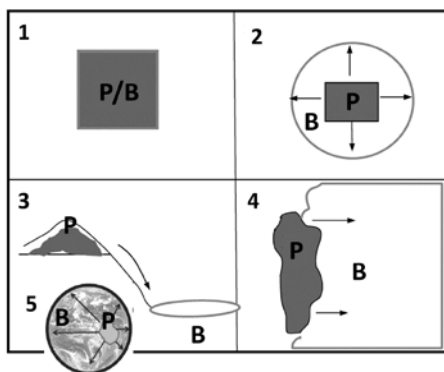
Llegados a este punto, ya se puede adelantar que en el *Paso 7*, se plantearán *indicadores* relacionados con esos flujos de servicios y de presiones. Liquete *et al.* (2013) y el proyecto MAES (Maes *et al.*, 2014) proponen, por ejemplo, tres tipos de indicadores para los servicios ecosistémicos: de *capacidad* (capacidad teórica del ecosistema para generar servicios); de *flujo* (suministro real); de *beneficio* (cuánto aprovechan los diferentes sectores). Lo mismo podría proponerse para el flujo de presiones: indicadores de *capacidad* (capacidad teórica de una actividad de generar presiones); de *flujo* (emisión real de presiones); de *pérdida* (cuánto beneficio están perdiendo los perjudicados).

El concepto de *flujo* de servicios ecosistémicos ya lo adelantaba Fisher *et al.* (2009), que señalaba que suelen tener desacoples temporales (se producen hoy, tienen efectos más adelante), espaciales (se producen en un lugar, tienen efectos lejos de allí) e interpersonales (el aprovechamiento de unos afecta a otros). En la figura 4A se muestran las diferentes relaciones espaciales entre unidades que suministran servicios (los ecosistemas) y unidades beneficiadas por ellos (sectores, personas). Lo mismo puede plantearse para el flujo de presiones (figura 4B), en cuanto a que existen diferentes relaciones espaciales entre unidades emisoras de presiones (sectores, personas) y unidades afectadas por ellas (sectores, personas, ecosistemas).

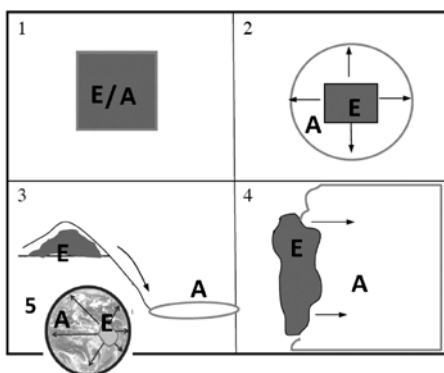
Esto permite aplicar una dimensión temporal y espacial al análisis y hacer estudios como determinar el alcance de la influencia de un sector, por ejemplo, y será de gran ayuda en la delimitación del alcance del sistema socioecológico (*paso 3 del ESEIBE*).

4 Diservicios: aquellos aspectos del funcionamiento de los ecosistemas que afectan negativamente a la actividad humana, con la reducción de la productividad o el aumento de los costos de producción (e. g., tormentas, enfermedades zoonóticas) (Piwowarczyk, Kronenberg y Dereniowska, 2013).

Figura 4. Ejemplo del flujo de servicios (A, imagen superior) y presiones (B, imagen inferior) y su utilidad para identificar relaciones y conflictos interpersonales y su dimensión espacial



Fuente: Fisher (2009) y Martín-López, (2012). Donde: 1. El ecosistema productor (P) y el beneficiario (B) están en el mismo lugar (e. g., recogida de materias primas); 2. El ecosistema provee servicios al entorno cercano (e. g., polinización); 3. El ecosistema está, por ejemplo, aguas arriba de una cuenca y beneficia a las poblaciones de abajo (e. g., un bosque de ribera que filtra y fija sedimentos); 4. El flujo de servicios es direccional (e. g., un arrecife protegiendo la costa); y 5. El beneficio suministrado es global (e. g., retención de gases de efecto invernadero).



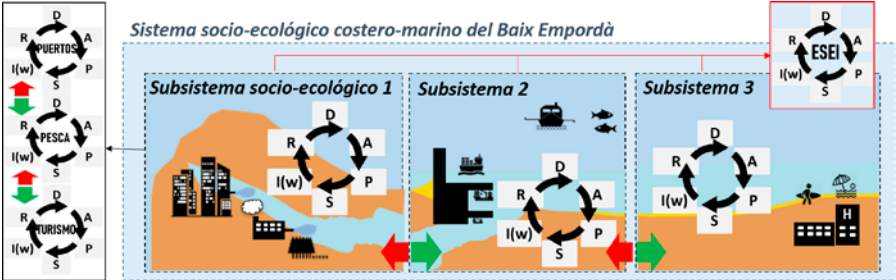
Fuente: adaptado de Fisher (2009). Donde: 1. La actividad que emite presiones (E) y el afectado (A) están en el mismo lugar (e. g., basuras lanzadas al suelo); 2. Las presiones se sufren en el entorno cercano (e. g., emisión de polvo y olores); 3. La actividad se desarrolla, por ejemplo, aguas arriba de un río y afecta a las poblaciones de abajo (e. g., vertidos industriales, deforestación de riberas); 4. El flujo de presiones es direccional (e. g., un vertido de un buque que afecta a la costa); y 5. La presión emitida afecta a escala global (e. g., emisión de gases de efecto invernadero).

Poder aplicar el marco DAPSI(W)R a sectores individuales a partir de estas referencias teóricas tiene interesantes ventajas para la posterior evaluación descriptiva. Según determinó el ICES en sus talleres sobre Evaluaciones Ecosistémicas Integradas (ICES, 2013), «estos métodos de evaluación serán en el futuro muy importantes para mejorar el asesoramiento a sectores individuales [pesca, puertos...], al proveerles de un contexto ecosistémico» (Walther y Mollmann, 2014). Además, permite analizar cómo los distintos DAPSI(W)R de cada sector interactúan entre sí (figura 5, izquierda), permitiendo visibilizar y entender de qué manera los beneficios de muchos sectores económicos están fuertemente interrelacionados. Esto facilita a las administraciones sectoriales establecer prioridades de colaboración entre ellas.

Esto es especialmente útil para escalas pequeñas, por ejemplo, una escala local (un municipio como el de Begur, en el caso que nos ocupa), para escalar después el análisis a escalas superiores. En los sistemas socioecológicos, sus límites, que no se corresponden con las fronteras administrativas, suelen ser difusos y siempre son permeables. Es decir, tal y como se observa en el marco causal de la figura 3, son nutridos por flujos de servicios externos, pero también son afectados por presiones externas y, por otro lado, pueden presionar con las actividades que se dan en sus límites a otros sistemas socioecológicos vecinos, a la vez que los nutren de servicios con sus ecosistemas.

Con estas interacciones se podrá construir la siguiente escala de análisis, que permite relacionar los análisis DAPSI(W)R de cada subsistema socioecológico (por ejemplo, de los municipios de Begur, Pals y Palafrugell), tal y como se muestra en la figura 5 (imagen central). Este proceso escalonado facilita ir de lo simple a lo complejo de manera paulatina, acompañados por un proceso participativo, y obtener una evaluación integrada final a una escala mayor, comarcal o regional

Figura 5. Esquema de las interrelaciones entre sectores que permite establecer el marco DAPSI(W)R, lo que puede desarrollarse a una escala pequeña (izquierda), y de las interrelaciones entre subsistemas socioecológicos, que permite realizar la Evaluación Socioecológica Integrada (ESEI), a la escala territorial deseada



Fuente: a partir de García-Onetti (2017).

(ESEI del Baix Empordà). El «bienestar» de los tres sistemas socioecológicos está interconectado por los procesos identificados en el sistema DAPSI(W)R. Esto facilita a las administraciones responsables de un territorio establecer prioridades de cooperación con las administraciones de los sistemas vecinos.

Al final se obtiene un modelo robusto, próximo a la realidad, con el foco en los procesos prioritarios de gestión, con la información organizada, y donde los agentes interesados pueden saber *dónde* colaborar y *por qué*, haciendo la cogestión más viable.

RESILIENCIA Y GESTIÓN ADAPTATIVA

Se ha mostrado hasta ahora cómo se pueden identificar los espacios compartidos para la cogestión y coordinación interadministrativa. Todo ello debe ayudar a pasar de centrar las respuestas del sistema de gestión en los riesgos y problemas de cada sector individual, a centrarlas en la gestión de la *resiliencia* del sistema socioecológico en su conjunto. Según indica el Stockholm Resilience Centre (2014), la resiliencia puede entenderse como la «capacidad de un sistema, sea un individuo, un ecosistema, una ciudad o una economía, para hacer frente a los cambios y continuar desarrollándose, evolucionando positivamente». En nuestro caso, hablamos de mantener la capacidad del sistema para proveer servicios y soportar presiones. Supone resistir a las conmociones y perturbaciones que siempre hay en cualquier ámbito, pero también utilizar esos acontecimientos para catalizar la renovación o la innovación.

Se puede asumir que el sistema socioecológico actual (y su identidad) es la acumulación de capas de cambios en el tiempo. Algunos cambios no son solo inevitables, sino también deseables. Algunos podemos guiarlos, orientarlos nosotros, de tal forma que los elementos y procesos del sistema puedan cambiar, adaptarse y transformarse precisamente para mantener esa identidad en el largo plazo, a la vez que el sistema se desarrolla. Pero, ¿quién define esa identidad? ¿Cuál es la identidad del Baix Empordà? Desde la perspectiva del *pensamiento resiliente*, para mantener la identidad hay que mantener la singularidad y los valores que la proveen. La cogestión es fundamental en este camino, porque permite a todos los actores sociales e institucionales participar en esa definición de identidad, mediante la definición de una visión común, de unos principios comunes (pasos 1 y 2 del ESEI), que determinarán la gestión del patrimonio natural y cultural del sistema socioecológico.

La resiliencia exige hacer una revisión constante de las necesidades del sistema socioecológico, pero también del propio sistema de gestión, que también recibe presiones y sufre impactos que alteran el proceso de toma de decisiones. Ya en 1999 la Comisión Europea avisó de que se confirmaba la hipótesis de que «la mayoría de

los conflictos y problemas físicos que se observan en las costas pueden atribuirse a fallos de los procedimientos, la planificación, las políticas y las instituciones» (EC, 1999). Es por ello que se plantea aquí una fase de evaluación del propio sistema de toma de decisiones mediante la aplicación de un DPSIR específico (*Fase IV, pasos del 9 al 12 del ESEIBE*). Para que un sistema de gestión ayude a la resiliencia de un sistema también tiene que ser sensible y saber adaptarse. De alguna manera, le estamos pidiendo al sistema de gestión que también sea resiliente. Es por ello que debe asumirse que la *gestión adaptativa* tiene mucho que ver con la resiliencia de sistemas socioecológicos y las respuestas estructurales deben ayudar en este sentido (*paso 12*).

CASOS REALES Y EXPERIENCIAS DE INTERÉS

Para mostrar cómo este enfoque de gestión ha sido aplicado a casos reales, a continuación se expondrán brevemente dos ejemplos de su utilidad potencial.

En primer lugar, entre el año 2018 y 2020 se desarrolló el Proyecto de la UE para la «Planificación espacial marina de la Macaronesia» (MarSP). Esa iniciativa debía ayudar a las autoridades de Portugal y España a implementar Planes de Ordenación Espacial Marina (POEM) requeridos por la normativa europea (EU, 2014). La Macaronesia europea está compuesta por dos archipiélagos portugueses (las Azores y Madeira) y uno español (las Islas Canarias) y uno de los focos de trabajo consistía en facilitar la cooperación transfronteriza en el desarrollo de dichos POEM.

El ecosistema marino macaronésico es una enorme región biogeográfica, que incluye las islas de Cabo Verde y una zona marina frente a la costa africana. Dentro de ella, la Macaronesia europea comparte características ecológicas, político-administrativas y socioculturales. Entre las particularidades de este caso, destacan las condiciones conjuntas de insularidad, aislamiento oceánico y contexto europeo ultraperiférico (García-Onetti, García-Sanabria, Pallero-Flores, *et al.*, 2019; Pallero-Flores, Cordero-Penin, García-Onetti, García-Sanabria y Arcila-Garrido, 2019), que lo alejan de la realidad del sistema socioecológico del Baix Empordà. Pero puede entenderse también como un sistema socioecológico y sobre él se aplicaron técnicas de la Evaluación Socioecológica Integrada de cara a facilitar su gestión (en este caso a nivel internacional).

En un primer lugar, se desarrolló un análisis socioecológico de los subsistemas que representaban cada uno de los tres archipiélagos. Su evaluación conjunta permitió identificar flujos de presiones y de servicios ecosistémicos compartidos, que, ignorando las fronteras administrativas e incluso las distancias oceánicas, interconectan el desarrollo de cada uno de ellos. Se trataba de visibilizar por qué las decisiones que se tomaran en uno de los archipiélagos podían afectar a los

demás. De esta manera se construyeron las bases para tratar que los POEM de cada archipiélago sean coherentes entre sí.

La aplicación del modelo DAPSI(W)R para la Macaronesia europea al completo permitió integrar la información recopilada y priorizar los espacios principales de cooperación transfronteriza. Con ello se pretendía construir una visión común, en términos de un único mar macaronésico, una idea de «Océano Macaronésico Europeo», con el mejor estado ecológico posible y el máximo de bienestar para el conjunto de sus habitantes (esencia del proyecto europeo común).

Todo este camino se desarrolló mediante dos vías complementarias de trabajo: una vía participativa, a través de la que se organizaron siete talleres de trabajo con los agentes sociales, sectoriales e institucionales de los tres archipiélagos; y una vía técnica, para dar apoyo a dichos talleres, que ofreció siete informes técnicos para la cooperación transfronteriza⁵. Todo ello derivó en la construcción coparticipativa de un programa piloto de cooperación transfronteriza para estructurar dicha colaboración de manera institucional, el «*Cross-border Cooperation Program for the European Macaronesian Ocean Spatial Planning*», que se muestra en la figura 6.

Por otra parte, entre 2014 y 2020 se ha colaborado desde la Universidad de Cádiz con instituciones brasileñas para un proyecto de construcción de la «Base para la gestión del Sistema Socioecológico de la Isla de Santa Catarina (Brasil)». En este caso, se utilizó un enfoque resumido en Asmus (2018), iniciado desde el Laboratorio de Gerenciamento Costeiro (LABGERCO) de la Universidad Federal de Río Grande, con colaboración posterior del Laboratorio de Gestão Costeira Integrada (LAGECI) de la Universidad Federal de Santa Catarina (ambos de Brasil).

En este caso, se trata del uso de una matriz de integración de datos que relaciona Ecosistemas-Servicios ecosistémicos-Beneficios asociados-Beneficiarios, mediante un lenguaje sencillo y fácilmente entendible. Su utilidad radica principalmente en que permite crear un *mapa* de trabajo para la cogestión, y facilitar las bases para la aplicación del enfoque ecosistémico (ha sido incorporado en el paso 4 del ESEIBE). Con esta herramienta, basada en la filosofía «hacerlo sencillo para que sea útil», cualquier actor puede identificar fácilmente con un vistazo por donde entrar en el sistema. Por ejemplo, un actor de una actividad concreta se verá reflejado en el apartado «Beneficiarios» y podrá ver de qué ecosistemas y servicios dependen sus beneficios; un investigador o gestor de un área protegida o centrado en un ecosistema en concreto podrá ver qué actividades dependen de que este funcione adecuadamente (y que presionarán, por tanto, su salud y la toma de decisiones para su conservación). Pero lo más interesante es que permite ver todos los ecosistemas y todos los sectores a la vez, lo que facilita ese espíritu de corresponsabilidad buscado.

5 Todos los resultados están disponibles en <http://marsp.eu/> y en <https://www.msp-platform.eu/>

Figura 6. «Cross-border Cooperation Program for the European Macaronesian Ocean Spatial Planning»

Obj. gen.	Obj. estratégicos	Acciones estratégicas	Objetivos específicos	Líneas de acción	
Construyendo el Océano Europeo Macaronésico	Generar la voluntad para cooperar	AE1. Grupo de Trabajo Macaronésico	OE1.1 Promover la participación para la creación de acuerdos entre los agentes implicados en el Océano Europeo Macaronésico (OEM)	LA1.1 Creación del Foro de la Macaronesia Azul	
			OE1.2 Promover voluntad política y el apoyo social para la cooperación transfronteriza	LA1.2 Mediar para generar voluntad política de cooperación transfronteriza	
			OE1.3 Establecer mecanismos para permitir la coordinación de los Planes Espaciales Marinos (PEM)	LA1.3 Coordinación entre planes de PEM	
	Dotar de instrumentos para la cooperación transfront.	AE2. Observatorio de PEM para la cooperación transfront.	OE2.1 Obtener información científica continua, desde una perspectiva socioecológica y de gestión, orientada a la toma de decisiones	LA2.1 Observatorio macaronésico de evolución y cambios oceánicos	
			OE2.2 Organizar y difundir la información para hacer accesible a los interesados del OEM	LA2.2 Observatorio de gestión del OEM	
		AE3. Sistema colaborativo de seguridad y salvamento marítimo	OE3.1 Fomentar un seguimiento y control continuo de la contaminación y la seguridad marina en la Macaronesia europea	LA3.1 Control de la contaminación marina en AMP y zonas especialmente sensibles	
			OE3.2 Fomentar la coordinación y cooperación para la vigilancia pesquera en el medio marino	LA3.2 Control para la vigilancia y el salvamento marítimo	
		Dotar de recursos para la cooperación transfront.	AE4. Sistema macaron. de capacitación en gobernanza marina	OE4.1 Asegurar la formación y capacitación de técnicos y gestores sobre cooperación transfront. en PEM	LA4.1 Programa de capacitación para gestores sobre gobernanza marina
				OE4.2 Fomentar el intercambio de experiencias entre gestores y técnicos	LA4.2 Encuentros de entrenamiento para gestores

Fuente: García-Onetti, García-Sanabria, Cordero-Penin *et al.*, 2019.

Posteriormente, esta matriz ha sido utilizada en otros proyectos institucionales y de investigación de Brasil, incluso para la gestión de espacios protegidos o de ecosistemas de manglar y mata atlántica. Destacan especialmente los trabajos para el desarrollo de un Sistema de Gestión Ambiental de Base Ecosistémica para los Puertos del Sur de Brasil (São Francisco do Sul, Imbituba, Porto Alegre, Paranaguá) y el Proyecto de zonificación económica-ecológica del estado de Río Grande do Sul (proyecto llevado a cabo por la Universidad Federal de Río Grande do Sul para el Estado).

CONCLUSIONES: UTILIDAD PARA EL BAIX EMPORDÀ

A continuación, se ha querido simplificar la utilidad que un enfoque como el de la Evaluación Socioecológica Integrada podría tener para la cogestión de las áreas costeras y marinas del Baix Empordà y los objetivos de La Taula, a partir de las propias recomendaciones de la NOAA (Levin, Fogarty, y Matlock 2008; Levin *et al.*, 2014).

- Es un enfoque escalable a nivel temporal:

Es un proceso *iterativo*, es decir, se va repitiendo en el tiempo de manera planificada para mejorar y corregirse. Esta característica permite seguir una estrategia de mejora continua, de tal manera que cada repetición permite ir profundizando y mejorando la herramienta. Esto facilita que sea útil y aplicable desde etapas muy incipientes, sin necesidad de disponer de toda la información posible y sin que sea necesario un ajuste perfecto del modelo a la realidad. En proyectos como el de La Taula es importante ser consciente de esto, porque los cambios se empiezan a ver en el medio plazo.

- Es un enfoque escalable a nivel espacial:

Aunque está planteado para centrarse en un sistema socioecológico en su sentido amplio, facilitando una completa gestión ecosistémica multiactor y multisectorial, puede aplicarse parcialmente a la gestión de un ecosistema, un sector o un servicio ecosistémico, y también a un municipio, una comarca o a una región. Con esto se permite trabajar sobre la capacidad de carga a escalas pequeñas, para luego ir escalando, mediante su integración, a escalas mayores. En el Baix Empordà se podría decidir qué subáreas priorizar (e. g., sus áreas costero-marinas protegidas), para luego ampliar paulatinamente el ámbito.

- Es un enfoque colaborativo:

Se construye y se aplica en todas sus fases en colaboración con todas las partes interesadas y corresponsables del socioecosistema. Su desarrollo permite establecer y consolidar sólidas relaciones de trabajo en un contexto ecosistémico, lo que facilitarían futuros esfuerzos de gestión integrada de zonas costeras y marinas.

La participación de la comunidad local hace más viable que se consideren entre las prioridades y criterios de gestión y evaluación los valores identitarios de la región. En una comarca con la singularidad sociocultural del Baix Empordà, esto determinará los criterios que sus actores usarán para priorizar ecosistemas, servicios, decisiones y su valoración.

- Es un enfoque adaptativo:

Está diseñado para recibir información periódica que permita una gestión adaptativa y cumplir los objetivos adaptando el sistema de gestión a medida que el medio ambiente y las actividades humanas cambian y el sistema evoluciona. Además, evalúa la resiliencia del propio sistema de gestión, que también recibe presiones y sufre impactos. Las costas del Baix Empordà son muy demandadas (e. g., procesos urbanísticos) y esta capacidad de adaptación puede ayudar a mantener la visión de futuro que sus habitantes decidan dibujar de manera conjunta. Pero también puede ayudar a evolucionarla cuando sea necesario, a partir de las oportunidades que puedan surgir.

- Es un enfoque flexible e inclusivo:

A partir de pequeñas adaptaciones, el marco conceptual encaja bien en instrumentos y herramientas de gestión de corte más tradicional, de diferentes sectores y escalas. Esto lo hace adaptable a las necesidades de cada caso, pero siempre con un mismo marco general común y el sistema socioecológico como referencia. De esta manera, se trabaja en una gestión más inclusiva, porque los diferentes agentes pueden acabar por apropiarse el lenguaje y los enfoques del ESEI para sus propios procesos. Un lenguaje y enfoque compartido ayuda a participar mejor en los asuntos comunes. Este tipo de innovaciones de gestión son deseables, pero también son lentas, si bien pueden explorarse en el marco de La Taula.

- Es un enfoque basado en el conocimiento eficiente:

Permite organizar y vincular el conocimiento científico interdisciplinar para guiar la toma de decisiones. Se apoya, además, en el conocimiento de la comunidad local para comprender mejor el sistema, algo muy valioso para la gestión de áreas con la idiosincrasia del Baix Empordà. Considera explícitamente todos los componentes del ecosistema, incluidos los humanos, e identifica las contraprestaciones en las relaciones entre sectores para tomar decisiones que resulten más justas y adecuadas.

- Es un enfoque basado en el «pensamiento resiliente»:

Es sensible a los cambios, tanto a los causados por variables rápidas como a los motivados por variables lentas, y ayuda a interrelacionar ambas. Las primeras hacen referencia a perturbaciones evidentes o más extremas, las más fáciles de ver (más asociada a la gestión del riesgo); las segundas son perturbaciones aparentemente más pequeñas, más difíciles de ver, pero que también están cambiando el sistema de manera más profunda y es más difícil de revertir. Esta sensibilidad, a través de indicadores, facilita una gestión adaptativa. Permite también evaluar escenarios

para anticiparse a los riesgos y planificar actuaciones ordenadas que ayuden a dirigir los cambios y transformarlos en oportunidades. Los retos que debe afrontar el Baix Empordà para un desarrollo equilibrado de la economía azul son una oportunidad para evolucionar el sistema hacia esa visión consensuada.

REFERENCIAS

- A. Ling, M., Coppens, L., MacDevette, M., & Mapendembe, A. (2016). *An Introduction to Environmental Assessment*. United Nations Environment Programme.
- Acosta, R., Cano, A., Requejo, J., Rodríguez, R., & Artolachipi, A. (2012). *Estado y tendencia de los servicios de los ecosistemas urbanos en Andalucía*. Retrieved from Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía website: www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal_web/web/temas_ambientales/biodiversidad/capital_natural/%0Dresultados/ema_urbanos_informe.pdf
- Arnell, A. (2018). *What Is an Integrated Ecosystem Assessment and what is it good for?* 21. UNEP-WCMC.
- Asmus, M. L., Nicolodi, J., Scherer, M. E. G., Gianuca, K., Costa, J. C., Goersch, L., ... Villwock, A. (2018). Simple to be useful: Ecosystem base for coastal management. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 44(0), 4–19. <https://doi.org/10.5380/dma.v44i0.54971>
- Atkins, J. P., Burdon, D., Elliott, M., & Gregory, A. J. (2011). Management of the marine environment: Integrating ecosystem services and societal benefits with the DPSIR framework in a systems approach. *Marine Pollution Bulletin*, 62(2), 215–226. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.12.012>
- Barnard, S., & Elliott, M. (2015). The 10-tenets of adaptive management and sustainability: An holistic framework for understanding and managing the socio-ecological system. *Environmental Science & Policy*, 51, 181–191. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.04.008>
- Barragán, J. M. (2014). *Política, Gestión y Litoral. Una Nueva Visión de la Gestión Integrada de Áreas Litorales*. Madrid (España): Tébar.
- Burkhard, B., Santos-Martin, F., Nedkov, S., & Maes, J. (2018). An operational framework for integrated mapping and assessment of ecosystems and their services (MAES). *One Ecosystem*, 3. <https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e22831>
- Cooper, P. (2013). Socio-ecological accounting: DPSWR, a modified DPSIR framework, and its application to marine ecosystems. *Ecological Economics*, 94, 106–115.

- DeLauer, V. G., Rosenberg, A. A., Popp, N. C., Hiley, D. R., & Feurt, C. (2014). The Complexity of the Practice of Ecosystem-Based Management. *Integral Review*, 10(1), 4–28.
- Dickey-Collas, M. (2014). Why the complex nature of integrated ecosystem assessments requires a flexible and adaptive approach. *ICES Journal of Marine Science*, 71(5), 1174–1182. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu027>
- EC. (1999). *Lessons from the European Commission's Demonstration Programme on Integrated Coastal Zone Management (ICZM)*. Luxembourg: European Commission (EC).
- EC. COM(2012) 494 final - *Blue Growth. opportunities for marine and maritime sustainable growth.* , (2012).
- EEA. (2010). *The European Environment - State and Outlook 2010. Synthesis*. <https://doi.org/10.2800/45773>
- EEA. (2015). *The European Environment - State and Outlook 2015: Assessment of global megatrends (Synthesis)*. <https://doi.org/10.2800/45773>
- Elliott, M. (2014). Integrated marine science and management: Wading through the morass. *Marine Pollution Bulletin*, 86(1–2), 1–4. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.07.026>
- Engler, C. (2015). Beyond rhetoric: Navigating the conceptual tangle towards effective implementation of the ecosystem approach to oceans management. *Environmental Reviews*, 23(3), 288–320. <https://doi.org/10.1139/er-2014-0049>
- EU. Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008, establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive). , 164 Official Journal of the European Union § (2008).
- EU. Directive 2014/89/EU of the European Parliament and of the Council of 23 July 2014 establishing a framework for maritime spatial planning. , 257 Official Journal of the European Union § (2014).
- Fisher, B., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3), 643–653. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>
- García-Onetti, J. (2017). *Servicios ecosistémicos y gobernanza de sistemas portuarios* (M. E. G. Scherer & J. M. Barragán Muñoz, Eds.). Universidad de Cádiz (España) and Universidade Federal de Santa Catarina (Brasil).
- García-Onetti, J., Chica-Ruiz, J. A., Ramírez Guerrero, G., Pérez-Cayeyro, M. L., Benítez López, D., & Arcila-Garrido, M. (2020). Socio-ecosystem Services for Integrated Heritage Assessment (IHA). A new approach to valuing cultural heritage. (*Pending*).
- García-Onetti, J., García-Sanabria, J., Cordero-Penin, V., De Andrés-García, M., Pallero-Flores, C., Arcila-Garrido, M., & Barragan, J. M. (2019). *Pilot projects*

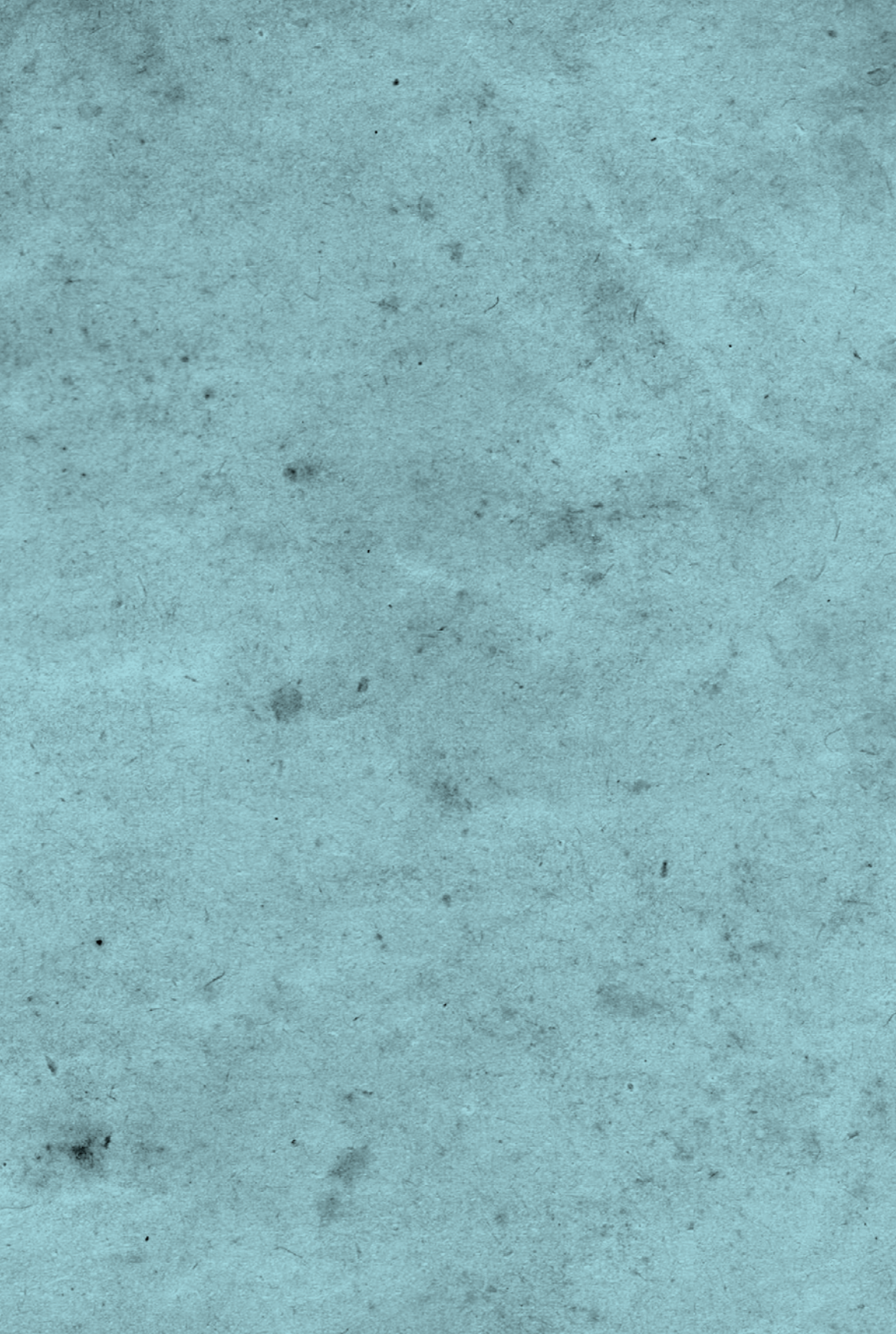
for cross-border cooperation on MSP: Building the European Ocean of the Macaronesia.

- García-Onetti, J., García-Sanabria, J., Pallero-Flores, C., Cordero-Penin, V., De Andrés-García, M., & Arcila-Garrido, M. (2019). *Characterisation of the socio-ecological system of the European Macaronesia marine area in order to support the marine spatial planning process. An integrated and ecosystemic approach to promote cross- border cooperation*, University of Cadiz, 2019.
- García-Onetti, J., Scherer, M. E. G., & Barragán, J. M. (2018). Integrated and ecosystemic approaches for bridging the gap between environmental management and port management. *Journal of Environmental Management*, 206, 615–624. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.11.004>
- Generalitat de Catalunya. (2018a). *Estrategia Marítima de Cataluña 2030*. Retrieved from http://agricultura.gencat.cat/ca/departament/dar_plans_programes_sectorials/politica-maritima/programa-accio-maritima/
- Generalitat de Catalunya. (2018b). *Estructura i funcionament de la Taula de Cogestió Marítima del Litoral del Baix Empordà (document complert)*.
- IBERMAR. (2012). *Manejo Costero Integrado en Iberoamérica: Diagnóstico y propuestas para una nueva política pública* (J. M. (coord) Barragán, Ed.). Red Iberoamericana de Manejo Coster Integrado (IBERMAR) y CYTED.
- ICES. (2010). *Report of the Working Group on Ecosystem Effects of Fishing Activities (WGECO). 7-14 April 2010*. Copenhagen (Dinamarca).
- ICES. (2013). *Report of the Workshop on Benchmarking Integrated Ecosystem Assessments (WKBEMIA), 27-29 November 2012*. Retrieved from ICES Headquarters website: [http://ices.dk/sites/pub/Publication Reports/Expert Group Report/SSGRSP/2012/WKBEMIA12.pdf](http://ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Expert%20Group%20Report/SSGRSP/2012/WKBEMIA12.pdf)
- IOC-UNESCO. (2011a). *Methodology for the GEF Transboundary Waters Assessment Programme. Volume 5. Methodology for the Assessment of Large Marine Ecosystems* (Vol. 5). United Nations Environment Programme.
- IOC-UNESCO. (2011b). *Methodology for the GEF Transboundary Waters Assessment Programme. Volume 6. Methodology for the Assessment of the Open Ocean* (Vol. 6). United Nations Environment Programme.
- Jones, P. J. S., Lieberknecht, L. M., & Qiu, W. (2016). Marine spatial planning in reality: Introduction to case studies and discussion of findings. *Marine Policy*, (in press). <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2016.04.026>
- Levin, P. S., Fogarty, M. J., & Matlock, G. C. (2008). *NOAA White paper. Integrated Ecosystem Assessment*. Retrieved from https://www.researchgate.net/publication/237540857_WHITE_PAPER_INTEGRATED_ECOSYSTEM_ASSESSMENTS
- Levin, P. S., Fogarty, M. J., Murawski, S. A., & Fluharty, D. (2009). *Integrated Ecosystem Assessments: Developing the Scientific Basis for Ecosystem-Based*

- Management of the Ocean. *PLoS Biology*, 7(1), e14. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1000014>
- Levin, P. S., Kelble, C. R., Shuford, R. L., Ainsworth, C., Dunsmore, R., Fogarty, M. J., ... Werner, F. (2014). Guidance for implementation of integrated ecosystem assessments: a US perspective. *ICES Journal of Marine Science*, 71, 1198–1204. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fst112>
- Link, J. S., & Browman, H. I. (2014). Integrating what? Levels of marine ecosystem-based assessment and management. *ICES Journal of Marine Science*, 71(5), 1170–1173. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu026>
- Liquete, C., Piroddi, C., Drakou, E. G., Gurney, L., Katsanevakis, S., Charef, A., & Egoh, B. (2013). Current Status and Future Prospects for the Assessment of Marine and Coastal Ecosystem Services: A Systematic Review. *PLoS ONE*, 8(7). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0067737>
- Maes, J., Erhard, M., Teller, A., & Paracchini, M. (2014). *Mapping and assessment of ecosystems and their services in the EU*. <https://doi.org/10.2779/75203>
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Liquete, C., Braat, L., Berry, P., ... Santos, F. (2013). *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services - An analytical framework for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020*. <https://doi.org/10.2779/12398>
- Martín-López, B., González, J. A., Vilardy, S. P., Montes, C., García-Llorente, M., Palomo, I., & Aguado, M. (2012). *Ciencias de la Sostenibilidad. Guía docente*. Retrieved from <http://www.uam.es/gruposinv/socioeco/>
- Martín-López, B., Palomo, I., García-Llorente, M., Iniesta-Arandia, I., Castro, A. J., García Del Amo, D., ... Montes, C. (2017). Delineating boundaries of social-ecological systems for landscape planning: A comprehensive spatial approach. *Land Use Policy*, 66, 90–104. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.04.040>
- McGranahan, G., Marcotullio, P., Bai, X., Balk, D., Braga, T., Douglas, I., ... Zlotnik, H. (2005). Chapter 27. Urban Systems. In *The Millenium Ecosystems Assessment Series (MEA). Ecosystems and Human Well-being: Current Status and Trends. Volume 1* (pp. 795–825). <https://doi.org/10.2307/134206>
- Murawski, S. A. (2007). Ten myths concerning ecosystem approaches to marine resource management. *Marine Policy*, 31(6), 681–690. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2007.03.011>
- Ostrom, E. (2009). A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science, New Series*, 325(5939), 419–422. <https://doi.org/10.1126/science.1172133>
- Pallero-Flores, C., Cordero-Penin, V., García-Onetti, J., García-Sanabria, J., & Arcila-Garrido, M. (2019). *Guidance report on transboundary MSP. Approach for cross-border cooperation in Macaronesia*.
- Piowarczyk, J., Kronenberg, J., & Dereniowska, M. A. (2013). Marine ecosystem services in urban areas: Do the strategic documents of Polish coastal

- municipalities reflect their importance? *Landscape and Urban Planning*, 109(1), 85–93. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.10.009>
- Rice, J. C. (2011). Achieving Coherent Policies for Conservation and Sustainable Use of Marine Ecosystems. *Conservation Biology*. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01757.x>
- Sardà, R., O’Higgins, T., Cormier, R., Diedrich, A., & Tintoré, J. (2014). A proposed ecosystem-based management system for marine waters: linking the theory of environmental policy to the practice of environmental management. *Ecology and Society*, 19(4), art51. <https://doi.org/10.5751/ES-07055-190451>
- Stockholm Resilience Centre. (2014). *What is resilience? An introduction to socio-ecological research*. Retrieved from https://www.stockholmresilience.org/download/18.10119fc11455d3c557d6d21/1459560242299/SU_SRC_whatisresilience_sidaApril2014.pdf
- Tallis, H., Levin, P. S., Ruckelshaus, M., Lester, S. E., McLeod, K. L., Fluharty, D. L., & Halpern, B. S. (2010). The many faces of ecosystem-based management: Making the process work today in real places. *Marine Policy*, 34(2), 340–348. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2009.08.003>
- UNEP. (2009a). *Overview of environmental assessment landscape at national level: State of state-of-the-environment reporting*.
- UNEP. (2009b). Overview of the environmental assessment landscape at the global and regional levels. In *Overview of international assessment landscape considering elements of best practice*. United Nations Environment Programme (UNEP).
- UNEP. (2012). *Geo 5 Global Environment Outlook - Environment for the future we want*. <https://doi.org/10.2307/2807995>
- Walther, Y. M., & Mollmann, C. (2014). Bringing integrated ecosystem assessments to real life: a scientific framework for ICES. *ICES Journal of Marine Science*, 71(5), 1183–1186. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fst161>
- Wilson, L., Secades, C., Narloff, U., Boles-Newark, N., Mapendembe, A., Booth, H., ... OECD. (2014). The role of national ecosystem assessments in influencing policy making. In *OECD Environment Working Papers* (No. 60). Retrieved from www.oecd.org/env/workingpapers.htm

BLOC 2



LA GESTIÓN DEL LITORAL A TRAVÉS DEL ESTUDIO DE LA CAPACIDAD DE CARGA ECOLÓGICA, FÍSICA Y PERCEPTUAL. EL CASO DE MENORCA, ISLAS BALEARES

FRANCESC XAVIER ROIG-MUNAR¹
Consultor ambiental e investigador independiente

CARLA GARCIA-LOZANO²
Y JOSEP PINTÓ³
Laboratorio de Análisis y Gestión del Paisaje (LAGP) Universitat de Girona

INTRODUCCIÓN: LA CAPACIDAD DE CARGA COMO INDICADOR DE LA PRESIÓN HUMANA EN LOS AMBIENTES LITORALES

Los sistemas playa-duna representan ambientes morfológicos frágiles y dinámicos. Sin embargo estas morfologías están ubicadas en entornos frágiles amenazados por factores naturales y humanos, con procesos de degradación que suponen la pérdida de sus valores geoambientales y de los bienes y servicios que representa el ecosistema.

En los últimos años se toma conciencia del constante deterioro de los ecosistemas litorales. La estabilidad y equilibrio de las morfologías dunares quedan determinadas por diferentes factores, como el suministro de arena, la tasa de transporte sedimentario, las fuerzas del oleaje y el viento, el estado de la playa a largo plazo, la ocurrencia y la magnitud de tormentas, y la vegetación. El impacto humano ha sido ampliamente estudiado y descrito, apuntando las causas de degradación al desarrollo turístico masivo, a la construcción de paseos marítimos, a una elevada presión antrópica, a la instalación de servicios y a gestiones incorrectas que generan impactos.

1 xiscoroig@gmail.com

2 carla.garcia@udg.edu

3 josep.pinto@udg.edu

Para determinar el estado de las playas en las últimas décadas se han creado indicadores en base a aspectos físicos, biológicos, de planificación, de gestión y de usos, que permiten el seguimiento y su adaptación a diferentes tipologías de sistemas playa-duna como herramientas básicas diseñadas para alcanzar objetivos medioambientales (Sardá *et al.*, 2013). Muchos de los parámetros establecidos tienen como objetivo la mejora de la gestión (Peña-Alonso *et al.*, 2018), y en la mayoría el concepto de la capacidad de carga ecológica y/o física y la capacidad de carga perceptual que soporta o puede soportar la playa está presente (Corbau *et al.*, 2015). El concepto de capacidad de carga contempla consideraciones objetivas y subjetivas (Botero *et al.*, 2008), y sus orígenes, aplicado al medio natural, se iniciaron en el campo de la biología, como la capacidad de asimilación y recuperación del entorno. A partir de esta idea inicial se han desarrollado numerosas definiciones en el campo de las actividades recreativas, muchas de ellas focalizadas en las actividades de montaña. Las bases conceptuales de la capacidad de carga, en líneas generales, no han evolucionado demasiado desde sus orígenes, recogiendo todas ellas dos ideas principales: el ámbito biofísico, donde se expone la sensibilidad del entorno frente a un uso o fenómeno, y el comportamiento, actitud y calidad de los visitantes. Autores como Bishop (1974), Baud-Boby (1977), Mathieson y Wall (1982) y Shelby (1987), fueron los primeros que definieron la capacidad de carga del ámbito recreativo, con ciertos matices que no cambiaron su concepto inicial, y teniendo presentes los períodos de uso de cada espacio. Los autores definieron la capacidad de carga como el número de usuarios que una zona de uso, visitación y/o recreo puede soportar sin que el entorno pueda sufrir daños biológicos o físicos de carácter permanente e irreversible, y sin que este modifique la calidad de la experiencia recreacional. En 1997 la World Tourist Organization define *capacidad de carga* como «el máximo número de personas que pueden permanecer en un destino al mismo tiempo sin causar la destrucción del entorno físico, económico, sociocultural, ni la disminución en la calidad de la satisfacción de los visitantes». Debido a los factores que implica el análisis de impactos turísticos en espacios naturales y su vinculación con aspectos recreativos, Butler (1996) definió cuatro dimensiones de estudio:

1. La capacidad de carga física, relacionada con el máximo número de usuarios que pueden estar en un área. Este componente es el punto de partida en estudios de capacidad de carga y se utiliza como base en planificación y gestión.
2. La capacidad de carga ecológica, relacionada con los impactos en el ecosistema y los cambios que los pueden afectar, definida como el máximo nivel de uso que puede soportar un ecosistema antes de su declive ecológico.
3. La capacidad de carga social, asociada a la percepción del visitante en relación con la presencia o ausencia de otros visitantes utilizando

simultáneamente el recurso, y a partir del cual existe una disminución de la calidad de la experiencia recreativa, y por último:

4. La capacidad de carga económica, referida a situaciones donde un recurso es utilizado simultáneamente para actividades recreativas y actividades económicas, así como la asociación a la capacidad de gestión de este.

Otros autores apuestan por un concepto más amplio en términos de planificación del turismo sostenible proponiendo la capacidad de carga turística, entendida como el nivel en el cual un destino puede acomodar turistas o visitantes sin llegar al punto de declinación aceptable.

LA CAPACIDAD DE CARGA EN EL CASO DE LAS PLAYAS Y LOS SISTEMAS PLAYA-DUNA

El análisis de la capacidad de carga se inscribe en el marco conceptual *Driver-Pressure-State-Welfare-Response* (DPSWR) establecido por Cooper (2013), que a su vez es una evolución del modelo DPSIR propuesto por la Agencia Europea del Medio Ambiente (EEA, 1999). Dichos marcos conceptuales forman parte de los instrumentos adoptados en la Gestión Integrada de las Zonas Costeras (GIZC), un conjunto de recomendaciones promovidas por la Comisión Europea (EC, 1999) para adoptar una respuesta integral a los impactos sobre la costa que se derivan de las actuaciones humanas. La capacidad de carga sería la variable que permitiría ajustar la presión de los usuarios de playa sobre los sistemas playa-duna a un nivel aceptable. Una de las causas que facilitan los procesos erosivos en los sistemas playa-duna es el elevado número de visitantes en época estival, superando la capacidad de carga física y la capacidad de carga ecológica del sistema playa-duna (Roig-Munar, 2002^a; Martín-Prieto *et al.*, 2018). La superación del límite físico, así como la falta de control de usos, facilita el trasiego de usuarios sobre la duna delantera, el sector dunar interior y la instalación de usuarios en las *foredunes* y las dunas, favoreciendo la erosión del conjunto del sistema, que se ve agravado en período hibernal si no hay una gestión encaminada a su recuperación (García-Lozano y Pintó, 2018; Pintó *et al.*, 2014).

Así, en el caso de los sistemas playa-duna se han calculado parámetros para establecer la capacidad de carga en playas, basados en diferentes variables físicas y sociales que permiten establecer el número máximo recomendable de usuarios para poder mantener sus valores ecológicos, de servicios y usos sin llegar a su saturación (Guillén *et al.*, 2008). La capacidad de carga de playas es definida por Jiménez *et al.* (2007) como la cantidad de visitantes que puede acoger una playa sin consecuencias sociales inaceptables ni impactos geoambientales negativos de carácter regresivo. Sin embargo, la capacidad de carga en playas no es un número estable sino un valor dinámico que se convierte en una herramienta útil

y orientativa para la gestión litoral, y que se debe determinar como un indicador de base en la planificación y gestión integrada, y en función de la tipología de cada espacio litoral. Autores como Roig-Munar (2002a) y Jiménez *et al.* (2007) establecen la densidad de usuarios como una variable clave para la planificación y ordenación, así como la dotación de servicios y equipamientos.

En el estudio de capacidad de carga de playas se utilizan diferentes metodologías para la recogida de datos, como los recuentos de usuarios en accesos de playas (Navarro *et al.*, 2012) o la utilización de fotografía aérea (Alonso *et al.*, 2015; Jurado, 2015). Existen diversos estudios en las islas Baleares que analizan el número y la evolución temporal de los usuarios de playas, buena parte de ellos realizados mediante estimaciones que se basan en entrevistas o recuentos puntuales en las playas de la isla de Mallorca (Garcias, 1999; Blázquez *et al.*, 2002; Mas y Blázquez, 2005; Amer y Bergas, 2006), y de la isla de Menorca (Roig-Munar, 2002b; Roig-Munar y Martín-Prieto, 2003; Roig-Munar *et al.*, 2018).

Actualmente este concepto y su análisis no han variado mucho desde sus postulaciones iniciales, siguiendo metodologías que permiten establecer $m^2/$ usuario en sistemas playa-duna mediante diferentes metodologías de aforo para determinar las pautas de uso y ocupación (García-Morales *et al.*, 2018). Mediante el uso de ecuaciones en base a variables climáticas, de servicios, de paisaje, de superficie de playa o de morfología, algunos autores determinan la capacidad de cada playa (Botero *et al.*, 2008; Morales *et al.*, 2019), y establecen valores en $m^2/$ usuario clasificados desde intolerables, $<2 m^2/$ usuario, hasta los niveles más confortables, $>25 m^2/$ usuario. En el caso del Estado español, autores como Alemany (1984) sugieren $4 m^2/$ usuario como valor de confort en las playas metropolitanas de Barcelona. Yepes (1999) considera como aceptable un valor de 4 o $5 m^2/$ usuario, siendo confortable un valor superior a $10 m^2/$ usuario, en las playas de la Comunitat Valenciana. Ariza *et al.* (2010) proponen como situación óptima los valores de $8 m^2/$ usuario para las playas urbanas de Catalunya, y $12 m^2/$ usuario para las playas urbanizadas de esta misma comunidad. Blázquez *et al.* (2002) establecen valores de confort a partir de $7,5 m^2/$ usuario en las playas de las islas Baleares. Roig-Munar (2002a) establece en Menorca valores de $5 m^2/$ usuario para las playas urbanas y $15 m^2/$ usuario para las playas naturales.

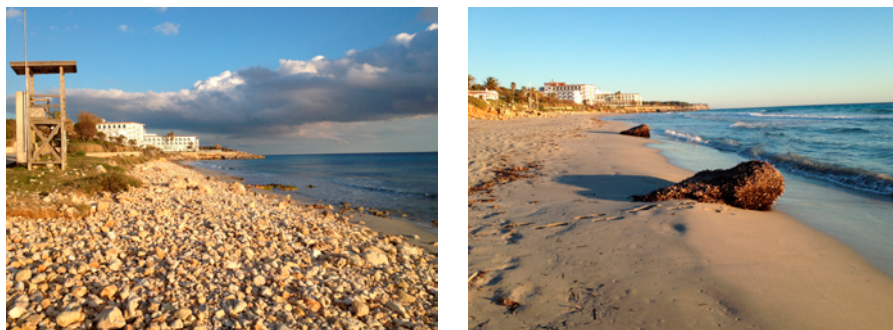
Pero, ¿son las propuestas de ordenación y gestión, marcadas en $m^2/$ usuario recomendados en playas, viables en su aplicación o enmarcadas dentro de un marco de gestión integral de playas? A pesar de la gestión de usos y servicios en tierra ¿es posible llegar a valores recomendables con el control de aforos en espacios litorales? El control de usos de playa mediante la regulación de servicios, accesos y estacionamientos se contradice con la libre circulación y fondeo de embarcaciones sobre el sector de playa sumergida.

EL CASO DE MENORCA

El estudio de la capacidad de carga en los sistemas litorales arenosos de Menorca viene desarrollándose desde el año 1999, con unos estudios incipientes de aforos en playas de diferentes tipologías y la siguiente metodología:

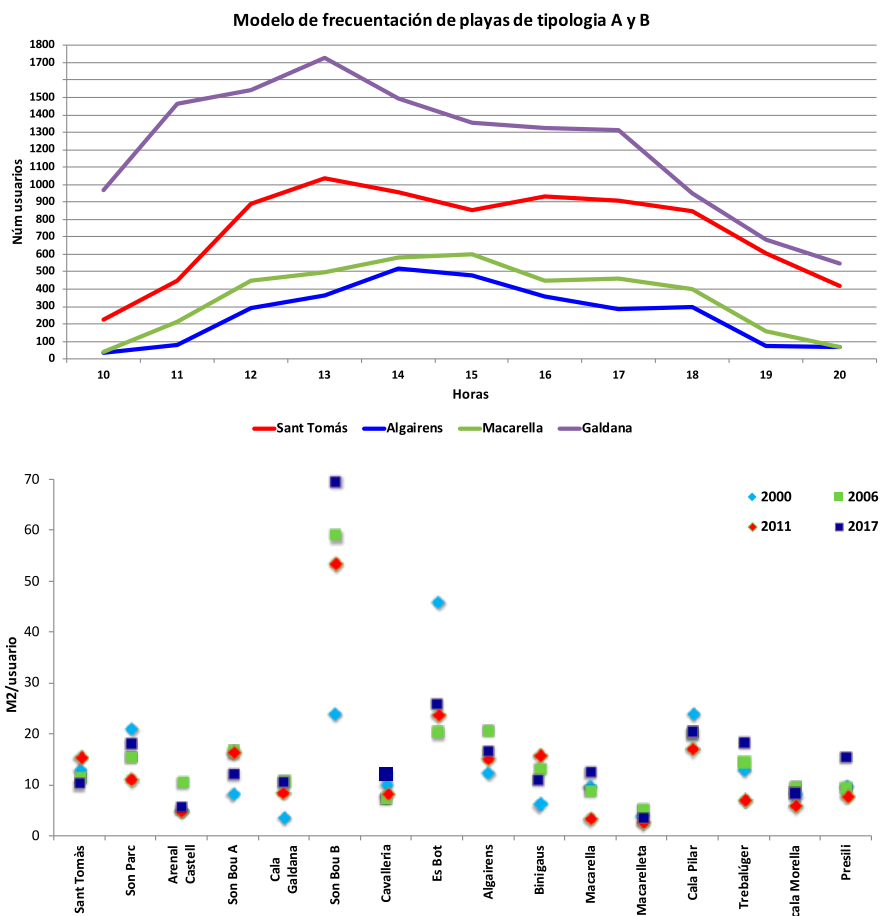
1. Selección de espacios representativos de la oferta de playa urbana y de playa natural (Roig-Munar, 2003), aforadas anualmente.
2. Análisis de la superficie de playa para determinar la capacidad de carga física ($\text{m}^2/\text{usuario}$). El análisis de la evolución de las superficies permite calcular la zona de reposo, entendida como aquella donde se dan las autorizaciones administrativas a la vez que son las áreas de máximo uso recreativo, no considerando para el estudio las superficies de la zona de uso intensivo o zona de *swash*, ni la zona de tránsito, más lejana a la línea de costa (Alonso *et al.*, 2015). Aunque cabe destacar que la propia naturaleza dinámica del sistema puede dar error debido a cambios bruscos de la playa asociado a temporales (figura 1).

Figura 1. Ejemplo del sistema de Sant Adeodato con cambios de línea y superficies de playa (izquierda: 2013; derecha: 2017)



3. Análisis de los patrones de usos de las playas mediante conteos de usuarios en la zona de playa, lámina de agua y entornos inmediatos correspondientes a un miércoles y a un domingo del mes de agosto, coincidiendo con las puntas de máxima presión de población (Marí, 2004). Los conteos son realizados entre las 10:00 h y las 20:00 h en playas de diferentes categorías, urbanas y naturales. La figura 2 ejemplifica la media de los aforos realizados durante los años 1999-2019 de las 10:00 h a las 20:00 h, un laborable y un festivo del mes de agosto. Se observan pautas de uso diferenciales en función de la tipología de playa y los $\text{m}^2/\text{usuarios}$ obtenidos por cada una de las playas analizadas.

Figura 2. Superior: modelo de frecuentación de uso de playas urbanas y playas naturales. Inferior: capacidad de carga real de playas analizadas entre 2000 y 2017



Fuente: Roig Munar *et al.*, 2019.

4. Análisis de la capacidad de carga física y perceptual, basada en los modelos de frecuentación y uso de playa, La capacidad de carga se calcula en base a los parámetros establecidos y recomendados (Roig-Munar, 2002a). Previa a la fase de establecimiento de capacidad de carga física se realizaron estudios de capacidad de capacidad de carga ecológica, que determinaron los efectos erosivos derivados de la falta de regulación de los usos sobre los sistemas dunares, realizándose propuestas de gestión tanto del sistema como de sus usos (Roig-Munar, 2002b), aplicando a partir del año 2004 medidas de gestión en

aras a su renaturalización y recuperación (Ley *et al.*, 2007; Roig-Munar *et al.*, 2018). A modo de ejemplo, en la figura 3 observamos la playa de Macarelleta, donde en el año 2009 no había medidas de gestión del sistema dunar y el uso recreativo no estaba ni gestionado ni regulado, afectando a las morfologías dunares por convertirse en espacios de uso, reposo y tránsito, con efectos erosivos que se agravaban con el paso del tiempo. En este caso se aplicaron medidas de gestión para la recuperación de la continuidad del sistema dunar delantero, y se restringieron los usos recreativos en el interior del sistema. De esta manera, tal y como se aprecia en la figura 3b, el espacio de reposo queda delimitado, pudiéndose focalizar el análisis en la capacidad física de este.

Pero mientras se realizan esfuerzos para dar cumplimiento a los parámetros de m^2 /usuario por tierra, el uso y frecuentación de la lámina de agua no presenta control alguno, ofreciendo en muchas ocasiones una visión de saturación de la lámina de agua (figura 4) en playas naturales donde se dan mecanismos de control de uso para

Figura 3. Regulación del sistema dunar de Macarelleta una vez calculada la capacidad de carga ecológica



Figura 4. No hay medidas de gestión por mar y eso puede afectar a la experiencia recreativa, especialmente en playas naturales



no saturar el espacio litoral. Asimismo, esta frecuentación conlleva efectos erosivos sobre las praderas de *Posidonia oceanica*, que no son lo suficientemente regulados ni controlados. En estos casos los esfuerzos realizados por la Administración y por los usuarios se ven frustrados por la falta de regulación del uso náutico y por la falta de mecanismos de capacidad de la lámina de agua.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

En base a los resultados obtenidos en las dos últimas décadas podemos afirmar que en el caso de Menorca el uso indiscriminado de los espacios dunares como espacios funcionales y las gestiones que suponían su regresión afectaron la estabilidad de estos. El análisis de la capacidad de carga ecológica puso las bases de gestión, y a partir de los años 2004-2005 se aplicaron medidas de gestión en algunos sistemas playa-duna de Menorca. Se destaca la delimitación de espacios dunares, hecho que permitió establecer la capacidad de carga física en $m^2/\text{usuario}$, ya que el espacio de uso y reposo quedó definido (figura 3b), no requiriendo el uso de ecuaciones y ponderaciones para establecer la capacidad física y ecológica.

El primer aspecto objeto de estudio fue verificar si el nivel de uso real coincidía con la capacidad de carga sugerida en el litoral de Menorca. Se observó que la capacidad de carga de las playas está, en líneas generales, dentro del límite recomendado en $m^2/\text{usuario}$ y en el máximo de ocupación de la isla, por tanto cabe suponer que las playas como sistemas, más aún cuando estas están delimitadas por perímetros que impiden el uso de las dunas, no están sometidas a impactos ambientales que afecten al sistema playa-duna en su máxima ocupación recreativa y turística.

El enfoque en el que se enmarcó el análisis de la capacidad de carga física demuestra a través de los resultados su potencialidad para incluir variables de diversa índole, sin perder el objetivo final que es el desarrollo sostenible de las playas y su explotación racional. A pesar de existir unos criterios establecidos para determinar $m^2/\text{usuario}$ en diferentes tipologías de playa, en las playas naturales los valores medios presentan diferencias. Los comportamientos observados en los sistemas reflejan una tendencia estable en las playas urbanas, mientras que en playas naturales este comportamiento difiere en base a las gestiones del sistema, a los usos y a la dotación de servicios.

Los comportamientos observados en los sistemas playa-duna reflejan que las gestiones para la recuperación permiten establecer valores numéricos como eficaces para determinar la capacidad de carga. A pesar de estos valores obtenidos en las diferentes playas, consideramos que no supone problema alguno el incremento de uso recreativo de los espacios litorales que presentan valores altos en $m^2/\text{usuario}$, ya que son el atractivo turístico de la isla y su delimitación entre el sistema playa y la duna permite una mayor cabida sin afectación morfológica al

sistema. Hay que señalar que basándonos en el trabajo de campo en diferentes años de muestreo se comprueba que a pesar de los resultados obtenidos en el conjunto de las playas, la distribución de usuarios se concentra entre los 10 y 15 metros de la línea de agua, siendo esta franja la más ocupada en los momentos de mayor afluencia, e incluso de baja afluencia. La distribución espacial en las playas está influenciada por los accesos e incluso por la situación de algunos servicios en las playas urbanas y en las playas con connotaciones semiurbanas. Se observa que a partir de los accesos se puede intuir cierta distribución de los usuarios con efecto progradante. En el caso de playas naturales con un solo acceso, la distribución y ocupación se concentra en este punto, disminuyendo hacia las zonas más lejanas de la playa, hecho que conlleva una disminución de m^2 /usuario en un sector, y que en muchas ocasiones es donde se dan mayores tasas de erosión asociadas al exceso de frecuentación.

Definir la capacidad de carga física de una playa es indudablemente un tema complejo, donde el consenso es difícil de lograr, ya que la distribución de usos no es homogénea en toda la playa, ni las demandas, exigencias y percepciones pueden definirse con un valor numérico. Las densidades de ocupación medidas están en valores tolerables. La capacidad de carga de una playa no puede expresarse como valor fijo y rígido; por el contrario, debería oscilar entre dos umbrales tolerables, lo que permite la gestión del concepto de una manera integrada, flexible y sostenida. Estos valores de capacidad de carga física tendrían que servir de base para establecer la capacidad de carga perceptual de cada tipología de playa y en función de franjas horarias y origen de los usuarios.

La metodología propuesta de cálculo de la capacidad de carga se ha basado en los valores máximos de usos y en las superficies de playa, pero estos varían como patrón dinámico, que dependiendo de las condiciones ambientales, la calidad de los servicios conexos y el equipamiento, así como la temporada de análisis. La determinación de un número máximo de visitantes no puede ser vista como una garantía de sostenibilidad para un destino turístico, sino que debe ser entendida como uno de los instrumentos que buscan promover la gestión sostenible del recurso. Por esta razón se establece que la capacidad de carga no debe ser vista desde una perspectiva estrictamente determinante sino como una alerta que indique si se está próximo a alcanzar un número máximo de personas que afecte al sistema.

En los términos de un estudio de capacidad de carga los resultados encontrados apuntarían a un uso sostenible tanto de las playas urbanas como playas naturales, pero la realidad no es tan simple. Si bien por un lado la extrapolación del límite de carga es innegablemente perjudicial para el área analizada, por otro lado respetar los límites estipulados no garantiza la sustentabilidad del área en espacios no gestionados, espacialmente en el sector de playa sumergida. De hecho, a pesar de estar por debajo del límite máximo sugerido, las observaciones *in situ* muestran que el comportamiento de algunos usuarios es capaz de poner en riesgo la

calidad ambiental del conjunto del sistema playa-duna. Dicho comportamiento afecta no solo a la calidad de los recursos naturales sino también a la calidad de la experiencia de los visitantes y a la capacidad de la actividad en usuarios que valoren las playas como espacios naturales. Por otra parte, establecer capacidades en tierra y no atender la parte sumergida no se enmarca dentro de los parámetros de gestión integral del sistema, como es el caso de la isla de Menorca.

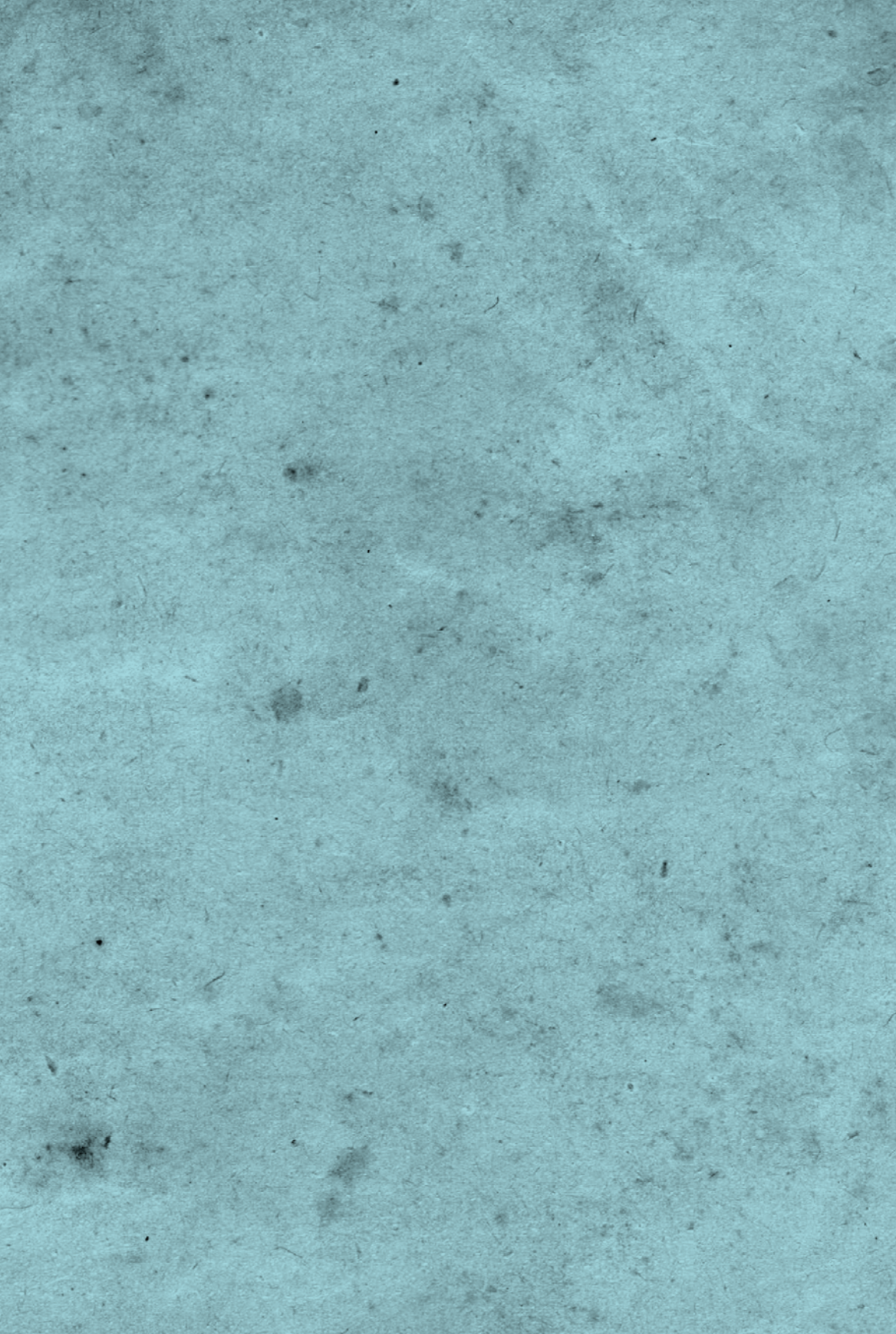
REFERENCIAS

- Alemany, Joan (1984). *L'Estat d'utilització de les platges del litoral català*. Barcelona: Departament de Política Territorial i Obres Públiques, Generalitat de Catalunya.
- Alonso, Ignacio; Rodríguez, Silvia; Sánchez-García, María José y Casamayor, Mariona (2015). "Estimación de la capacidad de carga en la playa de las Canteras (Las Palmas de Gran Canaria, España)". *Geo-Temas*, 15, 93-96.
- Amer, Margalida y Bergas, Pedro (2006). "L'ús públic a Sa Punta de n'Amer: avaluació i propostes de gestió". *Territoris*, 6, 45-65.
- Ariza, Eduard; Jiménez, José A.; Sardá, Rafael; Villares, Miriam; Pintó, Josep; Fraguell, Rosa M.; Roca, Elisabet; Martí, Carolina; Valdemoro, Herminia; Ballester, Ramon y Fluvià, Modest (2010). "Proposal for an Integral Quality Index for Urban and Urbanized Beaches". *Environmental Management*, 45, 998-1013. doi 10.1007/s00267-010-9472-8
- Baud-Boby, Manuel (1977). *Tourism and recreational development*. London: The Architectural Press.
- Balaguer, Pau; Sardá, Rafael; Ruiz, Maurici; Diedrich, Amy; Vizoso, Guillermo y Tintoré, Joaquin (2008). "A proposal for boundary delimitation for integrated coastal zone management initiatives". *Ocean & Coastal Management*, 51, 806-814.
- Bishop, A., Fullerton, H., y Crawford, A. (1974). *Carrying Capacity in Regional. Environmental Management*. Washington, D.C.: Government Printing Office.
- Blázquez, Macià; Murray, Iván y Garau, Joana M. (2002). *El tercer Boom. Indicadors de sostenibilitat del turisme de les Illes Balears 1989-1999*. Palma de Mallorca: Ed. Leonard Muntaner.
- Botero, Camilo; Hurtado, Yuri; González José; Ojeda Mayle y Díaz, Luz H. (2008). "Metodología de cálculo de la capacidad de carga turística como herramienta para la gestión ambiental y su aplicación en cinco playas del caribe norte colombiano". *Gestión y medio Ambiente*, 11(3), 109-122.
- Butler, Richard (1996). "Impacts, Carrying Capacity, Control and Responsibility". *Tourism and Hospitality Research*, 2, 283-294.

- Cooper, P. (2013). Socio-ecological accounting: DPSWR, a modified DPSIR framework, and its application to marine ecosystems. *Ecological economics*, 94: 106-115.
- Corbau, Corinne; Simeoni, Umberto; Melchiorre, Massimiliano; Rodella, Illaria y Utizi, Kizzi (2015). "Regional variability of coastal dunes observed along the Emilia-Romagna littoral, Italy". *Aeolian Research*, 18, 169-183.
- European Commission (EC) (1999). *A European strategy for Integrated Coastal Zone Management (ICZM): General principles and political options*. Luxembourg.
- European Environmental Agency (EEA) (1999). Environmental indicators: Typology and overview. *Technical report n° 25*. Copenhagen.
- García-Lozano, Carla y Pintó, Josep (2018) "Current status and future restoration of coastal dune systems on the Catalan shoreline (Spain, NW Mediterranean Sea)". *Journal of Coastal Conservation*, 22: 519-532. <https://doi.org/10.1007/s11852-017-0518-4>
- García-Morales, Gisela; Arreola-Lizárraga, José Alfredo y Rosales-Grano, Pedro (2018). "Integrated Assessment of Recreational Quality and Carrying Capacity of an Urban Beach". *Coastal Management*. 46(3):1-18doi: 10.1080/08920753.2018.1474070
- Garcias, Domènec (1999). "Uso recreativo en los espacios naturales de Mallorca: el área natural de especial interés (ANEI) de Es Carnatge des Coll d'en Rabassa". *Papeles de Geografía*, 30, 47-65.
- Guillén, Jorge; García-Olivares, Antonio; Ojeda, Elena; Osorio, Andrés; Chic, Oscar y González, Raul (2008): "Long-Term Quantification of Beach Users Using Video Monitoring". *Journal of Coastal Research*, 24, 1612-1619.
- Jiménez, Jose A., Osorio, A., Marino-Tapia, I., Davidson, M., Medina, R., Kroon, A., Archetti, R., Ciavola, P. y Aarnikhof, S.G.J. (2007). "Beach recreation planning using videoderived coastal state indicators". *Coastal Engineering Journal*, 54, 507-521.
- Jurado, Joan (2015). "Análisis de dinámicas de elementos de ocupación en playas urbanas de Tarragona". En: J. de la Riva, P. Ibarra, R. Montorio, y M. Rodrigues (Eds.), *Análisis espacial y representación geográfica: innovación y aplicación*, 661-670.
- Ley, Carlos; Gallego-Fernández, Juan B. y Vidal, Cesar (2007). *Manual de restauración de dunas costeras*. Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino. <http://www.mapama.gob.es/es/costas/publicaciones/cap01introduccioncm7198449.pdf>
- Marí, Sergi(2004). "El producto turístico de la reserva de la biosfera de Menorca". En: Vidal, Josep Miquel y Comas-Lamarca, Eulàlia (Eds.) *Jornades sobre els 10 anys de la reserva de la biosfera de Menorca*, 71-77. Menorca: Institut Menorquí d'Estudis.

- Martín-Prieto, José Angel; Roig-Munar, Francesc X.; Rodríguez-Perea, Antoni; Pons-Buades, Guillem X.; Mir-Gual, Miquel, y Gelabert-Ferrer, Bernardí (2018). “Análisis de la evolución histórica de la línea de costa de la playa de Es Trenc (S. de Mallorca): causas y consecuencias”. *GeoFocus (Artículos)*, nº 21, 187-214. <http://dx.doi.org/10.21138/GF.544>
- Mas, Llorenç y Blázquez, Macià (2005). “Anàlisi de la freqüentació d’ús a les platges i estudi de paràmetres de sostenibilitat associats”. *Doc. Anàl. Geogr.*, 45, 15-40.
- Mathieson, Alister y Wall, Geoffrey (1982). *Tourism: Economic, physical and social impacts*. New York: Longman.
- Navarro-Jurado, Enrique; Tejada-Tejada, M.; Almeida-García, F.; Cabello-González, J.; Cortés-Macías, R.; Delgado-Peña, J.; Fernández-Gutiérrez, F.; Gutiérrez-Fernández, G.; Luque-Gallego, M.; Málvarez-García, G.; Marcenaro-Gutiérrez, O.; Navas-Concha, F.; Ruiz de la Rúa, F.; Ruiz-Sinoga, J. y Solís-Becerra, F. (2012). “Carrying capacity assessment for tourist destinations. Methodology for the creation of synthetic indicators applied in a coastal area”. *Tourism Management*, 33, 1337-1346.
- Peña-Alonso, Carolina; Gallego-Fernández, Juan B.; Hernández-Calvento, Luís; Hernández-Cordero, Aaron y Ariza, Eduard (2018). “Assessing the geomorphological vulnerability of arid beach-dune systems”. *Science of the Total Environment*, 635, 512-525. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.095
- Pintó, Josep; Martí, Carolina y Fraguell, Rosa M. (2014). “Assessing current conditions of coastal dune systems of Mediterranean developed shores”. *Journal of Coastal Research*, 30, 4: 832-842.
- Roig-Munar, Francesc X. (2002a). “Análisis de la Capacidad de Carga en los espacios litorales, calas y playas, situados en areas naturales de especial interés de la isla de Menorca”. En: Fernández-Gutiérrez, Fernando; Pumares-Fernández, Pablo y Asensio-Hita, Ángeles (Eds.). *Turismo y transformaciones urbanas en el siglo XXI*, 325-236. Almería: Universidad de Almería.
- Roig-Munar, Francesc X. (2002b). “Anàlisi de la capacitat de càrrega de les platges situades a l'àrea Natural d'Especial Interès Me-3 de l'illa de Menorca”. En: Blázquez, Macià; Cors, Martí; González, Jesús M. y Seguí, Miquel (Eds.). *Geografía y Territorio, el papel del geógrafo en la escala local*, 279-285. Palma de Mallorca: Universitat de les Illes Balears.
- Roig-Munar, Francesc X. (2003). “Identificación de variables útiles para la clasificación y gestión de playas y calas. El caso de la isla de Menorca (I. Baleares)”. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 35, 175-190.
- Roig-Munar, Francesc X. (2011). “Aplicació de criteris geomorfològics en la gestió dels sistemes litorals arenosos de les Illes Balears”. Tesis doctoral inédita. Palma de Mallorca: Universitat de les Illes Balears.
- Roig-Munar, Francesc X. y Martín-Prieto, José A. (2003). “Valoración de las capacidades de carga física y perceptual en playas situadas en espacios naturales

- protegidos de Menorca”. En: Santos, Xosé M. (Ed.). *La geografía y la gestión del turismo*, actas del VIII Coloquio en geografía del turismo, ocio y recreación, 443-452. Santiago de Compostela: Universidad de Santiago.
- Roig-Munar, Francesc X., Martín Prieto, José A., Rodríguez Perea, Antoni y Blázquez, Macià (2018). “Restauración de sistemas dunares en las islas Baleares (2000-2017): una visión crítica”. *Investigaciones Geográficas*, (69), 119-136.
- Roig-Munar, Francesc X.; Martín-Prieto, José A.; Pintó, Josep; Rodríguez-Perea, Antoni y Gelabert, Bernardí. (2019). “Coastal Management in the Balearic Islands”. En: Morales, Juan A. (Ed.). *The Spanish Coastal Systems Dynamic Processes, Sediments and Management*, 765-787. Springer.
- Sardá, Rafael; Valls, Josep F. y Pintó, Josep (2014). “Un nuevo modelo integral de gestión de playas”. En: Sardà, Rafael; Pintó, Josep y Valls, Josep F. (Coords.), *Hacia un nuevo modelo integral de gestión de playas*, 167-182. Girona: Documenta Universitaria.
- Shelby, Bo (1987). *Carrying capacity in recreational settings*. Oregon University Press.
- Yepes, Víctor (1999). “Las playas en la gestión sostenible del litoral”. *Cuadernos de turismo*, 4, 89-110.



COM ANALITZAR I REGULAR ELS USOS EN FUNCIÓ DE L'ESTABLIMENT D'UNA CAPACITAT DE CÀRREGA ADAPTATIVA? EL CAS DE LA RESERVA NATURAL PARCIAL MARINA DE LES MEDES

RAMON ALBERT ALTURO MONNÉ¹
Director del Parc Natural Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter

LES PRIMERES PROTECCIONS

L'arxipèlag d'Illes Medes, situat a 0,75 milles nàutiques del port de l'Estartit, s'ha convertit en una de les àrees marines més conegudes de la Mediterrània, especialment pel seu fons marí, en què hi són presents la major part del hàbitats submarins mediterranis, i en un gran atractiu per altres activitats com la navegació esportiva, la visita turística amb creuers, la navegació amb caiac o el *paddle surf*.

Amb les millores tecnològiques que van permetre popularitzar el submarinisme esportiu a partir de la dècada del 1960, les Medes es van convertir en una zona de gran interès per als amants d'aquest esport. Això fa que probablement la primera proposta detallada per a la protecció dels fons marins de les Illes Medes va sorgir de la Federació Espanyola d'Activitats Subaquàtiques (FEDAS), que va encarregar un estudi per a crear una reserva submarina (Ballester, 1971). L'activitat creixent del submarinisme va anar desplaçant als pescadors que veien dificultada la seva tasca en un moment en què aquest sector anava en recessió. Davant la creixent conflictivitat entre usuaris, a primers del 1980 el comandant de marina de Palamós va dictar una normativa de regulació de les activitats a les Illes Medes (Zabala, 1995).

No va ésser fins l'any 1981, que la Generalitat de Catalunya, mitjançant la Direcció General de Pesca Marítima del Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca, i a instàncies de l'Ajuntament de Torroella de Montgrí, va establir la prohibició de la pesca del corall al litoral de les Illes Medes. Dos anys més tard, amb una Ordre

¹ araltmo@gencat.cat

de 25 de novembre, la Generalitat va prohibir la pesca i l'extracció de recursos marins vius, en el que suposava un perímetre de 75 m a partir dels vèrtexs definits per les illes.

Durant aquests anys, l'activitat d'immersió es va anar incrementant, amb màxims diaris que podien estar sobre les 3.000 immersions en un sol dia (Mundet i Ribera, 2001) i unes 100.000 immersions anuals als inicis dels anys noranta (Zabala, 1995; Mundet i Ribera, 2001).

L'any 1990 es va aprovar la Llei 19/1990 de protecció del fons i la fauna marina de les Illes Medes. Aquesta llei defineix una zona estrictament protegida, augmentant el perímetre de l'Ordre del 1983 fins als 200 m, i a més afegeix una zona protegida en què, amb limitacions, es permet la pesca professional i l'esportiva, però no la submarina. També s'estableix una regulació bàsica dels usos i preveu la necessitat de disposar de llicència específica, preveu un pla que millori la regulació, que es doti a l'àrea marina d'un pressupost per a gestionar-la i que existeixi un seguiment científic. Finalment, la llei crea un Consell Assessor.

La creació d'aquesta àrea marina protegida va iniciar, en l'àmbit local, un canvi en el model turístic, amb l'impuls d'un recurs diferent que el de sol i platja (Mundet *et al.*, 2005).

La popularitat de l'espai va contribuir a que de dos centres d'immersió que hi havia a l'Estartit l'any 1983 es passés a dotze el 2005, complementats per dues empreses d'excursions marítimes i tres centres de lloguer d'embarcacions (Mundet *et al.*, 2005). Considerant que aquestes activitats se concentren en 100,1 hectàrees, no és estrany que esdevingués l'àrea marina protegida més freqüentada per capbussadors de tota la Mediterrània occidental (Coma *et al.*, 2004). Simultàniament, es va incrementar la freqüentació de persones en petites embarcacions, que normalment cercaven posar-se en zones a recer. Aquesta coincidència de diferents activitats, atesa la dimensió de l'àrea estrictament protegida, generà unes densitats de freqüentació de les més elevades de la Mediterrània i probablement del món (Zabala, 1995).

Davant d'aquesta situació, semblava evident la necessitat d'una millor regulació i de desenvolupar el pla previst a la Llei 19/1990. El Decret 215/1999, de 27 de juliol, va aprovar les normes generals del «Pla per a la conservació de les àrees protegides de les illes Medes per al període 1999-2002». L'article 9 fixa la primera limitació en el nombre d'usuaris, amb un màxim de 400 immersions diàries per a centres concessionaris i 50 per a particulars. El decret, a més, regula la pesca professional limitant-la al tresmall i al palangre, regula els creuers turístics i fixa en 90 el nombre de boies d'amarrament per a embarcacions d'esbarjo.

Durant aquests anys, l'aprovació a Catalunya del Pla d'Espais d'Interès Natural l'any 1992 (Decret 328/1992) va protegir la part emergida de les Illes Medes, el Montgrí i part dels aiguamolls del Baix Empordà. Posteriorment, l'Acord de Govern de setembre del 2006 (GOV/112/2006), que va configurar la Xarxa Natura

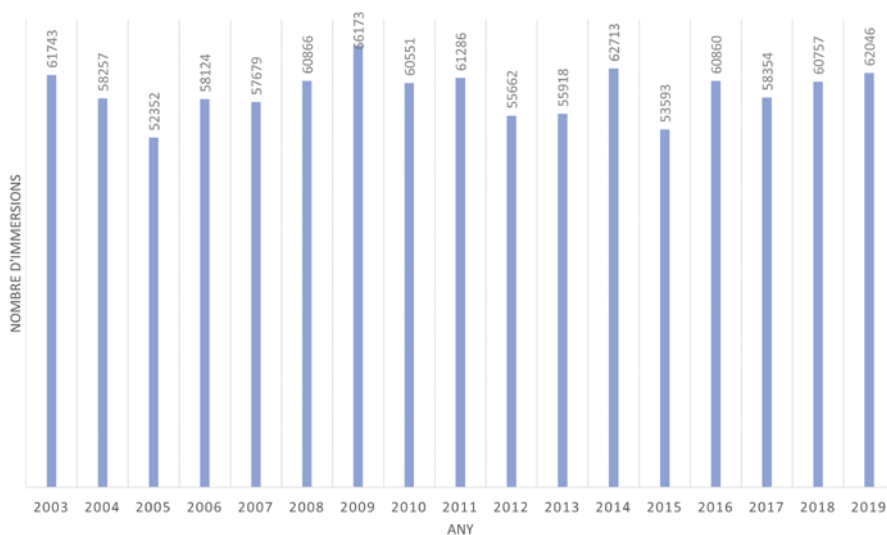
2000 a Catalunya, unificaria els espais del Pla d'Espais d'Interès Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, en un de sol, ampliant a més l'àmbit marí i alguns espais terrestres.

El Decret 215/1999 es va prorrogar dues vegades amb els Decrets 59/2003 i 234/2004, però es va haver d'esperar fins al 2008 per aprovar el Pla rector d'usos i gestió, mitjançant el Decret 222/2008, que, amb diverses modificacions, encara és vigent.

L'any 2010, la Llei 15/2010, de declaració del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter, unifica el grau de protecció dels tres espais que el conformen. Amb aquesta declaració es va incloure, a més, la declaració de dues reserves naturals parcials i d'una reserva integral. Dins de les primeres trobem la Reserva natural parcial marina de les Medes, i la Reserva integral correspon a la part emergida de les Illes Medes.

Actualment encara seria difícil trobar algun altre espai protegit al món amb una densitat d'immersions tan gran, atès que en les esmentades 100,1 hectàrees es concentren més de 60.000 immersions anuals de mitjana (figura 1), a les que cal afegir més de 10.000 persones participant en rutes guiades d'immersió sense mitjans artificials (*snorkel*).

Figura 1. Nombre d'immersions anuals a la reserva natural parcial marina de les Medes



Font: elaboració pròpia a partir de dades del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter.

EL PLA RECTOR D'USOS I GESTIÓ DE 2008

L'èxit de l'eliminació de la pesca a la zona estrictament protegida i la regulació de la resta de l'àmbit inclòs a la Llei 19/1990 van donar com a resultat una gran activitat turística vinculada al submarinisme. Com que aquesta activitat tendia a destruir certs aspectes positius de la creació de l'àrea protegida (Francour *et al.*, 2001), va resultar imprescindible abordar l'aprovació d'un marc regulador més específic, que pogués donar millors respostes.

Davant la visió discordant entre els diferents actors, i tenint en compte la necessitat de millorar la regulació de l'àrea protegida, es va abordar la redacció d'un pla rector d'usos i gestió, que havia de substituir l'establert en el Decret 215/1999.

Els estudis previs a la redacció del pla rector d'usos i gestió van posar de manifest la necessitat de regular les diferents activitats desenvolupades, més enllà del submarinisme, com els creuers amb fons de vidre, els caiacs o l'activitat pesquera professional. També es proposà reduir el nombre d'immersions i guiar les visites, així com promoure nous punts d'interès fora de l'àrea marina protegida per facilitar aquesta reducció (Plujà, 2002).

Tot i que en aquell moment es controlaven el nombre d'immersions i els centres que treballaven a l'àrea estrictament protegida de les Illes Medes, no es coneixia el comportament dels submarinistes en les deu zones d'immersió definides dins de l'àrea marina. Es detectà així que, per poder fer una gestió prou acurada, resultava clau disposar de dades que permetessin entendre millor les interaccions entre l'activitat i els diferents hàbitats i espècies. Les dades de freqüentació no eren suficients, ja que calia conèixer també el comportament dels submarinistes i dels tipus de comunitat existents en els itineraris que seguien.

En aquest escenari s'encarregaren dos estudis que havien de donar informació clau per a la redacció del pla rector: un primer sobre la cartografia bionòmica i batimètrica de l'àrea marina protegida (Sánchez-Poveda *et al.*, 2004), i un segon sobre l'ús de l'espai i el comportament dels submarinistes (Submon, 2004). El primer és un document que permetia no solament millorar la gestió, sinó també facilitar la recerca científica i millorar l'experiència del submarinista que visita l'àrea marina. El segon era clau per determinar quines zones concentraven una activitat més intensa i per donar eines per reduir els impactes dels usuaris en les comunitats més sensibles.

El Pla rector d'usos i gestió, aprovat mitjançant el Decret 222/2008, pretenia donar una millor regulació de l'espai i establir-ne els diferents usos. La regulació limitava el nombre d'immersions a 446 places diàries, assignant 396 a centres d'immersió i 50 a particulars. A més, establia els punts d'amarrament en 10 zones d'immersió i limitava les 50 immersions diàries per punt.

Una novetat és que es definien dues tipologies de centre: els del grup A, similars als tradicionals, que treballen amb grups sense obligatorietat de guia, amb una

assignació en conjunt de 300 immersions diàries i amb un màxim de 50 per centre; i els del grup B, on cada grup (de 6 persones com a mínim i 12 com a màxim) ha d'anar acompanyat per un guia, i tenen una assignació de 96 immersions diàries i amb un màxim de 24 per centre.

El Decret també regulava l'activitat de la immersió sense mitjans artificials, assignant un màxim de 400 places diàries en grups de fins a 32 usuaris que podien anar a cinc zones diferents.

Pel que fa a la navegació d'esbarjo, per evitar l'ancoratge, es preveia instal·lar 75 boies per a embarcacions de fins a 9 m, i 15 més per a embarcacions de més de 9 m, distribuïdes en tres zones, una al nord a la Coetera i dues al sud, a la Meda Gran i a la Meda Petita.

Altres activitats regulades són la pesca professional i l'esportiva a la zona perifèrica que no està estrictament protegida, les activitats lúdiques i la recerca científica. Finalment, s'establí la figura d'un Consell Assessor on estaven representats els principals actors amb interessos a l'espai.

El pla rector no va satisfer els centres d'immersió i l'any següent es va publicar l'Ordre MAH/346/2009 que el modificava per afegir una boia per a aquests centres al Tascó Gros.

LA MODIFICACIÓ DEL PLA RECTOR D'USOS I GESTIÓ DEL 2015: LA CAPACITAT DE CÀRREGA

Tot i la implantació del Decret 222/2008, l'àrea protegida de les Illes Medes continuava essent un dels destins d'immersió més densament visitats del món (Roncin *et al.*, 2008; Llausàs *et al.*, 2019). Simultàniament, estudis fets a la zona indicaven que espècies com les gorgònies vermelles (*Paramuricea clavata*) estaven en declivi en les zones amb una activitat de busseig intensa i suggerien que una bona regulació i la implantació de bones pràctiques podien reduir la mortalitat de les seves colònies (Linares *et al.*, 2010).

Sembla necessari un canvi de model en el que es deixi enrere una gestió reactiva, que regula a partir de la crisi o de l'impacte quan aquest és molt evident. Des de l'àrea protegida, l'any 2010, s'encarrega un estudi per determinar l'impacte del busseig, per poder establir la capacitat de càrrega de l'àrea protegida, definida com el nombre màxim de bussejadors per punt de busseig i any fent un ús sostenible del medi, sense que aquest pateixi cap degradació (Sánchez *et al.*, 2010). L'estudi detecta que hi ha més contactes en el cas de busseig amb centres d'immersió del grup A que en el cas del grup B, on les immersions no estan guiades ni s'ha fet una explicació prèvia respecte als valors a protegir ni de mesures de bones pràctiques (*ecobriefing*).

L'any 2015, l'Ordre AAM/112/2015 modifica el Pla rector d'usos i gestió, introduint el concepte de *capacitat de càrrega* i proposant una redistribució de l'activitat. La regulació cerca que millorant la conservació no s'afecti el desenvolupament econòmic vinculat a la gestió, de la llavors ja reserva natural parcial. Per facilitar la dispersió de les immersions habilita una nova zona al Guix i afegeix una segona boia no simultània a la Vaca i una altra a Ferranelles, i a més, permet el submarinisme fora de l'època en què es fan itineraris submarins comentats (*snorkel*) a la zona de l'embarcador i a Sant Istiu (Taula 1).

L'Ordre elimina la limitació de 50 immersions diàries, que passa a ser de 45 simultànies, i fixa un màxim d'immersions anuals per a cadascuna de les zones d'immersió, valor que s'estableix en funció de l'estat de conservació de les comunitats presents.

Per tal de conèixer millor l'efecte de la modificació, es va fer un estudi complementari sobre els recorreguts dels bussejadors a les cinc noves zones i el solapament amb les diferents comunitats marines (Sánchez *et al.*, 2015).

Finalment, amb la modificació del 2015, s'estableix que la zona del Medallot actui com a zona de control, sense cap activitat, de manera que s'evitin els possibles efectes derivats de la pràctica del busseig i pugui comparar-se amb la resta de les zones de la reserva.

LA MODIFICACIÓ DEL PLA RECTOR D'USOS I GESTIÓ DEL 2017: LA GESTIÓ ADAPTATIVA

La darrera renovació del Pla rector d'usos i gestió, que es va publicar al 2017, evita fixar un nombre d'immersions estable per a cada zona i cerca una solució que permeti avançar de manera continuada cap a un equilibri entre la conservació i el nombre d'immersions, tenint en compte les condicions concretes de cada zona d'immersió.

Per aconseguir aquest objectiu cal tenir en compte com a punt de partida que:

1. Ens trobem en uns dels espais protegits marins amb més densitat d'immersions del món (Llausàs *et al.*, 2019) on, a més, probablement hi ha un nombre major d'usuaris que la visiten per fer altres activitats (Zabala, 1999).
2. La reserva natural parcial es troba en un sistema natural complex, on les condicions ambientals, els hàbitats i les espècies poden canviar tant dins d'una mateixa zona com d'una zona a altra.
3. Factors imprevistos o externs a la reserva poden provocar canvis de difícil predicció, com els derivats del canvi climàtic, temporals de magnitud

- superior a l'habitual, fets accidentals, aparició d'espècies invasores, noves malures o nous usos de l'espai.
4. Els factors de canvi no són estables, o es poden predir i es van modificant en el temps, amb el que la gestió ha de poder adaptar-se.
 5. Cal donar respostes el més immediat possible, tot i que sovint amb informació limitada.
 6. Els mecanismes de gestió ens han de permetre aprendre i millorar, tot incorporant aquest nou coneixement a la gestió.

Amb aquest punt de partida, es planteja implantar un sistema de gestió adaptativa. Aquest sistema combina la recerca i l'acció, de manera que s'hi integren la planificació, la implementació i el seguiment per, sistemàticament, treure conclusions que permetin adaptar-nos i millorar el coneixement de com es comporta cada zona. La clau de la metodologia és la incorporació de la recerca a la gestió i aprendre de quines accions funcionen i quines no (Slafsky *et al.*, 2002), essent doncs un sistema de millora continuada.

Des de la visió del gestor, l'establiment d'una gestió adaptativa pot donar les respostes que es necessiten, crear millors mecanismes de control, generar indicadors objectius cada cop més eficients i incentivar les bones pràctiques que ajudin a la sostenibilitat de la reserva.

Si dibuixem un espectre entre la recerca estricta, preocupada únicament per millorar el coneixement, i la gestió pràctica, centrada en fer funcionar el món però sense preocupar-se de per què funciona així, la gestió adaptativa ofereix al gestor un espai central on reconciliar ambdues visions, en el que es vol millorar l'entorn aprenent per què algunes coses funcionen i altres no (Slafsky *et al.*, 2002). En el cas de la reserva, és una eina que pot permetre treballar conjuntament la visió més liberal, que vol fomentar el turisme, i la més conservacionista, que prima protegir l'espai.

S'adopta així un model que pretén acabar amb el debat del nombre d'immersions idoni i, a partir d'un punt de partida de consens amb el territori, vincula aquesta xifra a un seguiment científic amb indicadors concrets per a cada zona. El model adoptat preveu que, tenint en compte els resultats del seguiment de cada any, es pot incrementar el nombre d'immersions si hi ha una millora de l'estat de conservació durant quatre anys seguits, i reduir-lo si hi ha un empitjorament d'acord amb algun dels indicadors (figura 2).

El punt de consens inicial és força similar al previst en la modificació del 2015 i únicament es fa una primera reducció a les zones on hi ha coves, en les que des del primer any de seguiment i abans de la publicació del Reial decret, ja s'observa un grau de deteriorament més accentuat (taula 1).

Pel que fa a com s'ha d'articular la revisió del nombre d'immersions, el Reial decret 1005/2017 preveu que

anualment a la vista dels resultats del seguiment científic indicat s'han de revisar les condicions en que es realitzen les activitats antròpiques a l'espai i les seves zones d'actuació. Especialment, cal revisar el nombre màxim d'immersions establertes a l'annex 1 del Document normatiu del Pla, concretament, el seu increment només és possible si en la zona afectada es constata una millora de l'estat de conservació, d'acord amb una sèrie mínima de tots els indicadors de quatre anys seguits, i aquest increment ha de ser gradual. Pel contrari, en cas de constatar un empitjorament de l'estat de conservació, d'acord amb algun dels indicadors, s'ha de disminuir el nombre màxim d'immersions en la zona afectada en la revisió anual següent.

Figura 2. Funcionament de la gestió adaptativa en què a partir d'una situació es modifica el pla rector d'usos i gestió de la reserva, s'implementa el nou sistema, es fa un seguiment científic i a partir d'aquest es modifica el pla de nou



Font: elaboració pròpia.

El Reial decret 1005/2017, a més de modificar el Decret 222/2008, també crea el Consell Científic del Parc, amb competències entre altres, d'informar els instruments de planificació i el seguiment científic. Es crea així una figura independent que pot donar opinió sobre el seguiment científic, els indicadors emprats i la forma en que l'administració trasllada la proposta científica al pla rector.

Taula 1. Diferències entre el nombre d'immersions màximes que es poden autoritzar en la modificació del pla rector del 2015 i del 2017

Zona	Immersions 2015	Immersions 2017
El Guix	6136	6136
El Salpatxot	6136	6136
La Pedra de Déu	5687	5687
La Pota del Llop	2939	2939
La Vaca	8451	8028
La cova de la Reina	2390	2390
Dofí	8533	7680
Tascó Gros	4439	4439
Carall Bernat	6591	6591
Tascó Petit	5850	5850

Font: elaboració pròpia.

Amb la modificació del Decret 222/2008 també s'aclareix el tema del bany, que no quedava ben regulat, s'equipara l'apnea al submarinisme amb mitjans artificials i es contempla que durant l'any 2018 es facin les actuacions necessàries per aprovar una ordre que reguli les autoritzacions a centres d'immersió per operar a la reserva. Finalment també estableix uns mínims de vigilància variables segons l'època de l'any.

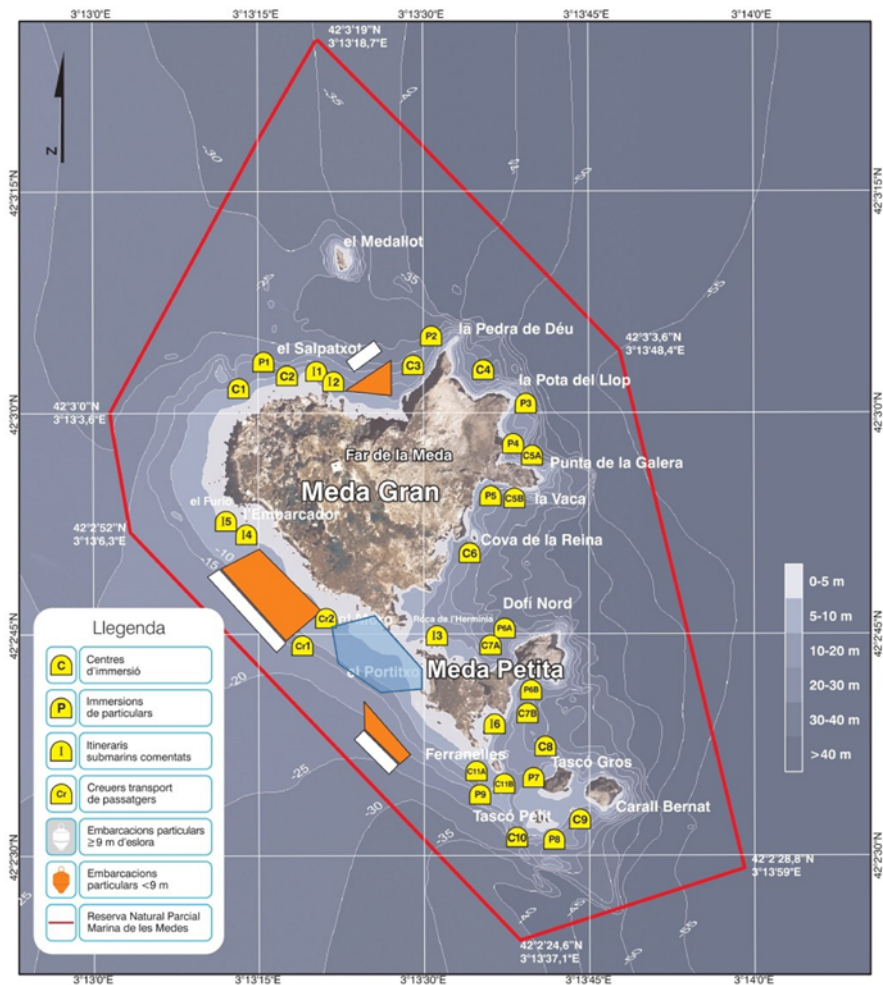
El nou escenari continua mostrant un mapa on la reserva natural parcial manté una densitat d'usos molt elevada (figura 3), però crea un model que ha de portar cap a un equilibri entre l'activitat de les immersions i la conservació dels valors naturals.

L'APLICACIÓ DEL MODEL

L'aplicació

L'any 2018 i tal com estava previst al Reial decret 1005/2007, es publica l'Ordre TES/178/2018 que estableix el procediment d'autorització dels centres d'immersió i introdueix un model amb un sistema de puntuació que beneficia les empreses amb millors pràctiques ambientals, personal millor format, amb millors ratios de

Figura 3. Zonificació de les activitats marines al Parc



Font: adaptació del fulletó d'activitats marines editat pel Parc (2020) afegint la zona de pas de creuers amb fons de vidre.

guia per usuari i que col·laboren en la conservació i la recerca. No solament podran treballar a la reserva les empreses amb millor puntuació, sinó que també tindran més immersions, en un sistema de repartiment ponderat a partir dels punts obtinguts.

Vist en conjunt, l'escenari de gestió no sembla tan diferent del que hi havia prèviament a la modificació del decret, però en realitat apareixen quatre canvis clau:

1. Cada zona té un seguiment i uns indicadors associats que han de permetre revisar si l'estat de conservació es manté i, si hi ha canvis, augmentar o reduir el nombre d'immersions.
2. Tot i que el nombre d'immersions màximes total sigui superior al que s'executa en la realitat (veure figura 1), si analitzem cada zona individualment, en les zones més freqüentades es comença a limitar l'activitat atès que els centres tenen preferència per zones concretes.
3. Els centres d'immersió tenen un incentiu per fer un busseig el més sostenible possible atès que la incorporació de mesures de bones pràctiques pot revertir en tenir un major nombre d'immersions autoritzades i és determinant per poder continuar o no accedint a la reserva.
4. Els centres d'immersió tenen un interès directe en la conservació de l'entorn, atès que això repercuteix en el nombre d'immersions que podran realitzar en un futur.

El seguiment científic i l'anàlisi

Els estudis per avaluar l'impacte del busseig, tant a la Mediterrània com en altres indrets, s'han centrat sovint en espècies amb estructures calcàries fràgils i sensibles a l'impacte dels submarinistes. Per tal de fer el seguiment de la reserva, s'estableixen tres indicadors: els briozous, les gorgònies vermelles i un seguiment específic per les coves (Hereu *et al.*, 2019). No es poden fer servir els mateixos indicadors a totes les zones atès que, especialment en el cas dels briozous, hi ha zones freqüentades amb molt baixa densitat d'alguns d'ells, tot i que no es descarta que en un futur, si hi ha certa recuperació, es puguin incorporar.

Els briozous poden ser un bon indicador per la seva composició calcària d'elevada fragilitat i perquè amb una dinàmica de creixement més ràpida i un cicle de vida més curt que altres espècies, com la gorgònia vermella o el corall vermell, poden donar una resposta més ràpida (Rovira *et al.*, 2019). Inicialment s'estudiaren dues espècies, *Myriapora truncata* i *Pentapora fascialis*, però finalment s'optà únicament per aquesta darrera, amb poblacions més grans i amb ubicacions a les Medes més exposades al contacte. El seguiment inclou quatre zones de la reserva, una de la zona de control del Medallot, una de la zona perifèrica i tres de la resta de l'àmbit marí del parc. Aquestes zones fora de la reserva i menys freqüentades són importants per entendre com evolucionen les poblacions.

La gorgònia vermella, *Paramuricea clavata*, conjuga un elevat valor ecològic amb un alt valor paisatgístic, el que suposa un reclam molt important per al visitant. La seva elevada sensibilitat a l'augment de temperatura, en un context de canvi global que prediu un augment de la temperatura del mar, no augura un bon futur per a aquesta espècie. Tot i això, es pot diferenciar la mort per estrès tèrmic i la induïda pels capbussadors ja que, en el primer cas, romanen durant força temps visibles, i en el cas de les morts per impacte dels capbussadors queden arrabassades per la tracció o el pes que ha recaigut sobre elles. La mortalitat extra d'aquesta activitat augmenta la vulnerabilitat d'aquests organismes actualment molt amenaçats pel canvi climàtic (Linares *et al.*, 2019).

El seguiment de les gorgònies inclou, a més de la zona de control, sis estacions dins de la reserva i tres dins de la resta de l'àmbit marí del Parc.

En el cas de les coves, els escafandristes poden causar pertorbacions bé per causa d'impactes directes, a través de la resuspensió de sediments, o bé generant bombolles d'aire que queden atrapades als sostres de les coves que impedeixen l'assentament o desenvolupament d'organismes (Casals *et al.*, 2019). El Reial decret 1005/2017 preveu la cova del Mal Pas com un espai tancat al públic per poder disposar d'una zona de control i seguiment utilitzant la tècnica dels transectes fotogràfics, com també s'aplica a la cova del Dofí, al túnel del Dofí, a la cova dels Misidacis i a la cova de la Vaca.

El resultat del seguiment es resumeix en una diagnosi i una recomanació per a la gestió.

La revisió del model: modificació del pla de gestió

Els resultats del seguiment i l'anàlisi s'han de traslladar a una proposta d'Ordre que modifiqui els annexos del Decret 222/2008. El seguiment científic i la proposta tècnica de modificació són objecte de consulta prèvia al Consell Científic del Parc i posteriorment s'inicia la tramitació per a modificar el nombre d'immersions.

Amb els resultats del seguiment del 2019 es van incloure unes recomanacions per a la gestió de cada zona (taula 2), el que va derivar, un cop fetes les modificacions legals, en la variació del nombre d'immersions en aquelles zones on fos necessari i segons les condicions previstes en el Pla Rector d'Ús i Gestió (PRUG). Aquest procés s'hauria d'implementar l'any 2021.

No es pot fer una interpretació simplista del model, limitar-lo a un seguiment científic i en funció d'aquest seguiment modificar el nombre d'immersions. Si no s'adopten altres mesures no s'aprofita tot el potencial de la metodologia de treball que permet incorporar altres tipus de millores i en diferents àmbits de treball. El foment de les bones pràctiques, tals com incloure accions de conservació i restauració o el foment d'immersions millor guiades (les quals introdueix l'Ordre TES/178/2018) són exemples, però no les úniques accions possibles (figura 4).

Com a exemples d'accions que poden afavorir la sostenibilitat de l'activitat, podem citar-ne tres actualment ja en desenvolupament:

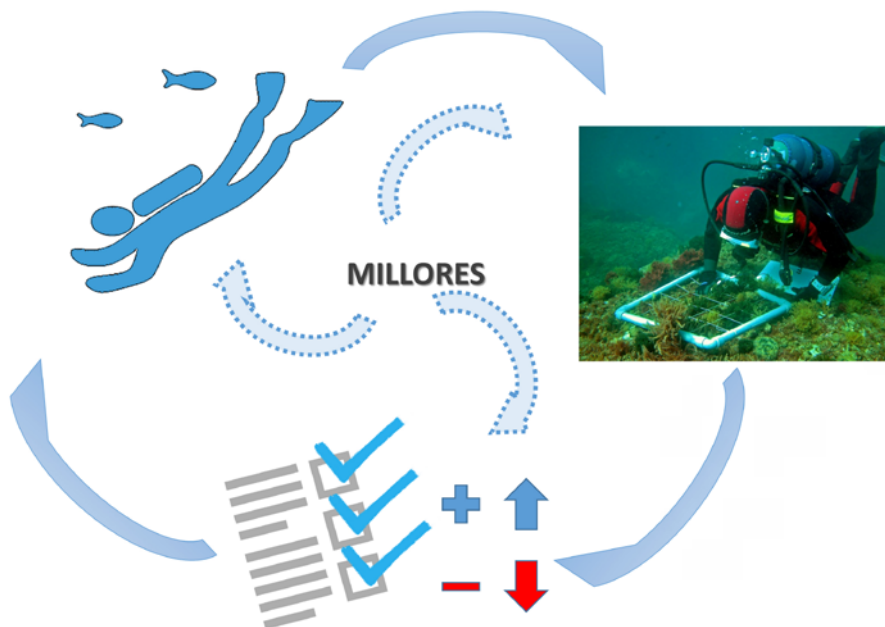
1. La major part dels centres d'immersió de la zona s'han adherit a la Carta Europea de Turisme Sostenible, que també puntua positivament per l'Ordre TES/178/2018. Aquesta acreditació és un procés de millora continuada que ha de revertir en millores en la conservació del Parc Natural i de l'entorn.
2. S'estan fent assajos, finançats pel parc, de recuperació i millora dels hàbitats a la zona perifèrica de la reserva i, a més, també hi ha diferents iniciatives

Taula 2. Taula resum amb el nombre de submarinistes registrats el 2019, els resultats obtinguts per a cada descriptor estudiat, diagnosi del seguiment de cada indicador estudiat a cada estació, la recomanació per a la gestió del busseig l'any 2019, i els descriptors recomanats per avaluar l'estat de cada estació

Estació	Immersions 2019	Briozous	Gorgònies	Coves	Recomanacions	Descriptors recomanats
El Guix	4.338				Canviar el lloc de mostreig	
El Salpatxot	7.614	No recuperació	-	-	Mantenir el nombre d'immersions	Gorgònies
Pedra de Déu	4.896	No recuperació	No recuperació	-	Reduir el nombre d'immersions	Gorgònies i briozous
Pota del Llop	2.365	No recuperació	Regressió	-	Reduir el nombre d'immersions	Gorgònies i briozous
Cova de la Vaca	7.616		No recuperació	Regressió	Reduir el nombre d'immersions	Gorgònies i coves
Cova Reina	1.906		-	-	Mantenir el nombre d'immersions	Corall
Dofí i Misidacis	6.848		-	Regressió	Reduir el nombre d'immersions	Coves i Corall
Tascó Gros	3.537	No recuperació	Regressió	-	Reduir el nombre d'immersions	Gorgònies i briozous
Tascó Petit	5.148		No recuperació	-	Reduir el nombre d'immersions	Gorgònies
Carall Bernat	5.681		No recuperació	-	Reduir el nombre d'immersions	Gorgònies
Ferranelles	9.414	-	-	-	Mantenir el nombre d'immersions	Buscar nous descriptors
Medallot	0	Es manté	Es manté	-	Mantenir tancat a les visites	Gorgònies i briozous

Font: Hereu *et al.*, 2019.

Figura 4. En escenari de gestió mínima es fixa un nombre d'immersions, es fa un seguiment dels hàbitats i es torna a fixar una nova quantitat. La introducció de millores en l'activitat, la gestió dels hàbitats i la gestió de l'espai pot portar a menors reduccions



de recerca que poden permetre disposar de millors tècniques per afavorir la recuperació dels espais més degradats.

3. S'han creat materials d'*ecobriefing* per a les zones de la costa del Montgrí, per a que es facin immersions més sostenibles i es fomenti la diversificació de les immersions reduint la pressió sobre la reserva.

CONSIDERACIONS

En la reserva natural parcial marina s'ha establert, en l'àmbit normatiu, un sistema de gestió adaptativa. Aquest sistema té l'avantatge que proporciona una solidesa i una estabilitat més gran que l'aplicació d'una gestió planificada directament pels gestors o a través d'acords entre els diferents actors. Aquesta robustesa té un cost, principalment expressat en temps: el temps que s'esmerça en incorporar les modificacions a la normativa.

El Reial decret 1005/2007 planteja una revisió anual del nombre d'immersions que a la pràctica és difícil d'aconseguir, tant per obtenir les dades dels seguiments abans d'iniciar una nova temporada com per poder traslladar-los a la normativa. Un dels desafiaments per als gestors és ara obtenir mecanismes el més àgils possible.

L'obtenció d'indicadors vàlids tampoc és una tasca fàcil, ja que el model s'alimenta amb les dades dels seguiments dels anys anteriors i cal una sèrie suficient. Inicialment, l'any 2016, es va fer una contractació per un any, però pels següents quatre anys es va tramitar una contractació plurianual única, el que ha permès mantenir estable l'equip de seguiment. Aquesta continuïtat ha permès de contrastar els indicadors inicialment previstos i veure'n la idoneïtat, de manera que el proper contracte ja incorpori les modificacions necessàries. Aquest procés de revisió del seguiment científic és coherent amb la millora continua que persegueix la gestió adaptativa.

La millora successiva dels indicadors ha de permetre que cada cop entenguem millor els processos biològics i les interaccions entre els diferents actors i que la integració d'aquests a la gestió pugui ésser cada cop més ràpida i efectiva.

S'ha de continuar treballant en la reducció dels impactes dels visitants, en executar accions de restauració efectives i en incentivar alternatives d'immersió per facilitar l'assoliment d'un model sostenible. Les dades del seguiment científic poden ajudar a avaluar l'efectivitat d'aquestes accions, tot i que puguin complementar-se amb altres seguiments més específics.

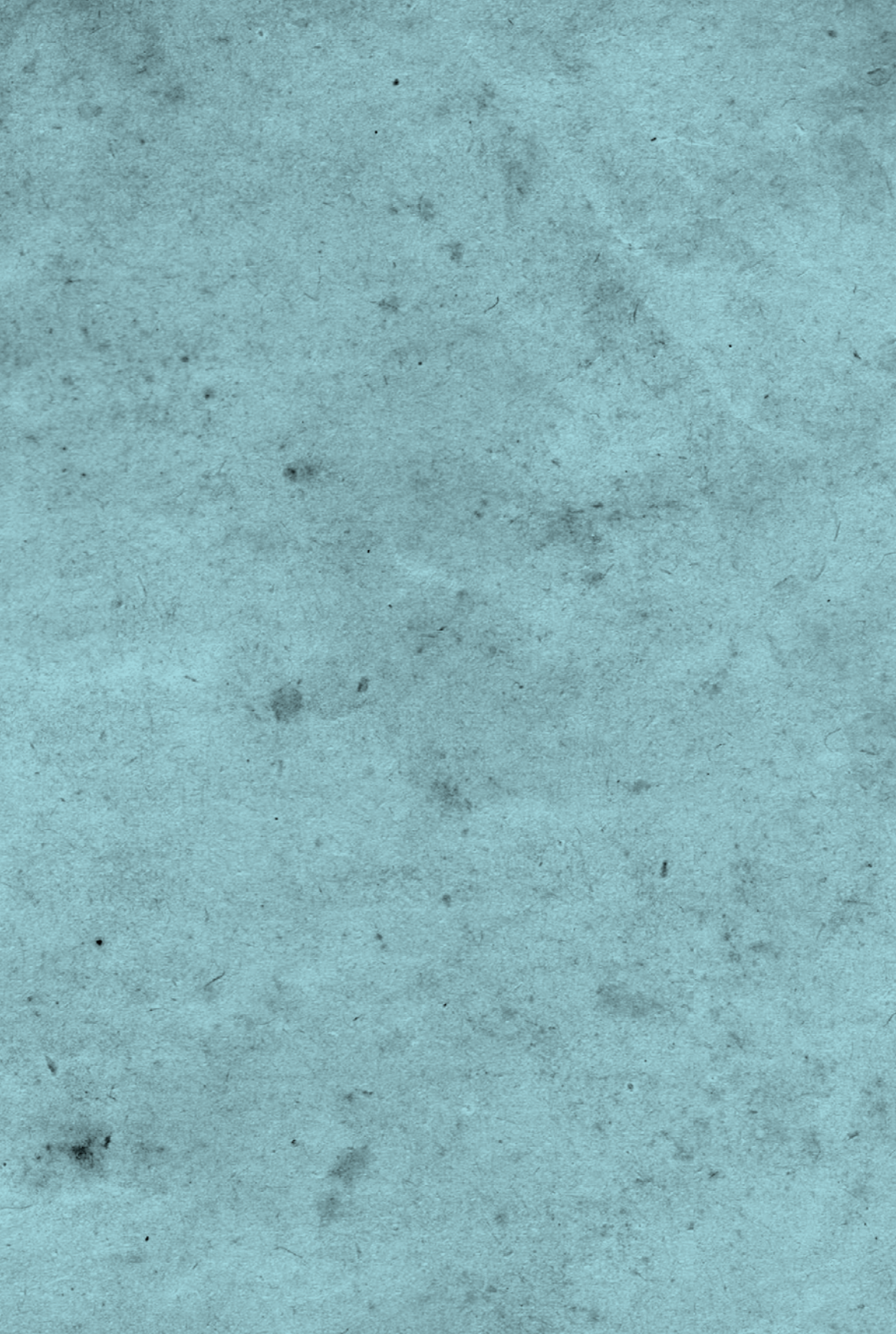
L'aplicació d'un sistema de gestió adaptativa ha de portar a un equilibri entre els usos i la conservació dels valors naturals, promovent les modificacions necessàries en la gestió tant de les activitats com de l'àmbit marí del Parc natural per tal que la resposta tingui la màxima acceptació per part de tots els actors.

REFERÈNCIES

- Casals, D., Ortega, J., Rovira, G., Hereu, B. *Seguiment de les comunitats de coves submarines de la Reserva Marina de les Illes Medes com a indicadores de l'efecte de la freqüentació de submarinistes sobre les comunitats bentòniques. Seguiment anual de briozous, gorgònia vermella i coves submarines a la Reserva Natural Parcial Marina de les Medes del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria tècnica 2019*. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural. pp. 55–66. 2019
- Francour, P., J.-G. Harmelin, D. Pollard, and S. Sartoretto. *A review of marine protected areas in the northwestern Mediterranean region: siting, usage,*

- zonation and management. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 11: 155–188, 2001
- Hereu, B., Casals, D., Linares, C., Margarit, N., Ortega, J., Rovira, G. *Seguiment anual de briozous, gorgònia vermella i coves a la Reserva Natural Parcial Marina de les Medes del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria 2019*. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals. 80 pp. 2019
- Linares, C., Casals, D., Margarit, N., Ortega, J., Rovira, G. *Seguiment de les poblacions de gorgònia vermella de la Reserva Marina de les Illes Medes com a indicadors de l'efecte de la freqüentació de submarinistes sobre les comunitats bentòniques. Seguiment anual de briozous, gorgònia vermella i coves a la Reserva Natural Parcial Marina de les Medes del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria tècnica 2019*. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals. pp. 31-54. 2019
- Linares, C., M. Zabala, J. Garrabou, R. Coma, D. Díaz, B. Hereu, and L. Dantart. *Assessing the impact of diving in coralligenous communities: the usefulness of demographic studies of red gorgonian populations*. *Scientific Reports Of The Port-Cros National Park* 24: 161–184. 2010
- Llausàs, A. Vila-Subirós, J. Pueyo-Ros, J., Fraguell RM. *Carrying Capacity as a Tourism Management Strategy in a Marine Protected Area: A Political Ecology Analysis*. *Conservation and Society*. 17. 366-376. 10.4103/cs.cs_18_154. 2019
- Mundet, L., and Ribera, L. *Characteristics of Divers at a Spanish Resort*. *Tourism Management* 22(5): 501–510, 2001.
- Mundet, Lluís *et al.* *Escenaris de futur de l'Estartit. Document de treball*. Projecto MARIMED INTERREG IIIB Medocc. 2005
- Plujà, A. *Propostes, informes i dades per facilitar la redacció d'un nou pla d'usos per a la conservació i protecció de les Illes Medes*. Inèdit. Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient, Direcció General de Boscos i Biodiversitat. 2002
- Roncin, N., F. Alban, E. Charbonnel, R. Crec'hriou, R. de la Cruz Modino, J.M. Culioli, M. Dimech, *et al.* *Uses of ecosystem services provided by MPAs: how much do they impact the local economy? a Southern Europe perspective*. *Journal for Nature Conservation* 16(4): 256–270. 2008
- Rovira, G., Casals, C. Linares, D., Margarit, N., Ortega, J. Hereu, B. *Seguiment de les poblacions de briozous de la Reserva Marina de les Illes Medes com a indicadors de l'efecte de la freqüentació de submarinistes sobre les comunitats bentòniques. Seguiment anual de briozous, gorgònia vermella i coves a la Reserva Natural Parcial Marina de les Medes del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Memòria 2019*. Generalitat de Catalunya. Departament

- de Territori i Sostenibilitat. Direcció General de Polítiques Ambientals. pp 7–30. 2019
- Sanchez, J. i Gazo, M. *Gestió del busseig a les Illes Medes: Capacitat de Càrrega i Límit de Canvi Acceptable*. Informe tècnic inèdit. Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural, Generalitat de Catalunya i SUBMON. 2012
- Sánchez, J., Gazo, M. i Dalmau, A. Ús de l'espai dels bussejadors a les noves zones d'immersió de les Illes Medes. Inèdit. Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. L'Estartit. Departament de d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural, Generalitat de Catalunya i SUBMON, 2015.
- Sánchez-Poveda, M. *et al.* *Cartografía bionómica y batimetría de la reserva marina de Illes Medes y costa del Montgrí*. Inèdit. Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient i Habitatge ; Patronat del Montgrí i l'arxipèlag de les Illes Medes, Àrea Protegida de les Illes Medes, 2004.
- Salafsky, N., Margolius, R. I Redford, H. *Adaptative management: Atool for conservation practicioners*. Biodiversity Support Program, Washington DC. <https://fosonline.org/library/am-tool/> 2001.
- Salafsky N, Margoluis R, Redford KH, Robinson JG. Improving the Practice of Conservation: a Conceptual Framework and Research Agenda for Conservation Science. *Conserv Biol.* 16(6):1469–79. 2002
- Submon. *Estudi de l'ús i de l'espai i comportament dels submarinistes a l'Àrea Protegida de les Illes Medes / Submon*. Inèdit. Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient i Habitatge; Àrea Protegida de les Illes Medes, 2004.
- Zabala, M. *Efectos biológicos de la creación de una reserva marina: el caso de las Islas Medes*. In: Guirado JS *La gestión de los espacios marinos en el Mediterráneo Occidental : actas de la VII Aula de Ecología : Almería, 9-20 de diciembre, 1992*, ISBN 84-8108-074-8, págs. 55-103. 1995.



COGESTIÓ DE L'ESTAT ECOLÒGIC I LES PRESSIONS DE LES PESQUERIES DE LLUÇ, GAMBA I SONSO

MONTSERRAT DEMESTRE¹

Institut de Ciències del Mar (ICM – CSIC)

LAURA RECASENS²

Institut de Ciències del Mar (ICM-CSIC)

JOAN B. COMPANYY³

Institut de Ciències del Mar (ICM-CSIC)

En aquest capítol presentem tres iniciatives de gestió que són un clar exemple de col·laboració entre diferents estaments que coincideixen en l'àmbit de la pesca: pescadors, Administració, científics i ONGs. Aquestes iniciatives s'emmarquen en un pla més global de gestió dels recursos pesquers a la costa catalana, tals com el Pla de gestió del marisqueig professional de la sèpia de les badies de Pals i Roses, del cranc blau de les Terres de l'Ebre, del pop de Vilanova i la Geltrú, del pop roquer de les Terres de l'Ebre, de l'àngula, del marisqueig, etc. (figura 1). Presentem aquí les tres primeres propostes de cogestió que s'han desenvolupat a les nostres costes: sonso, lluç, escamarlà i gamba. Totes tres busquen millorar l'estat ecològic del medi natural i alhora mantenir sostenibles els recursos explotats. Aquestes experiències s'han desenvolupat en el marc d'uns estudis científics definits per a cada cas i que han estat duts a terme pel personal investigador de l'Institut de Ciències del Mar (ICM-CSIC) de Barcelona.

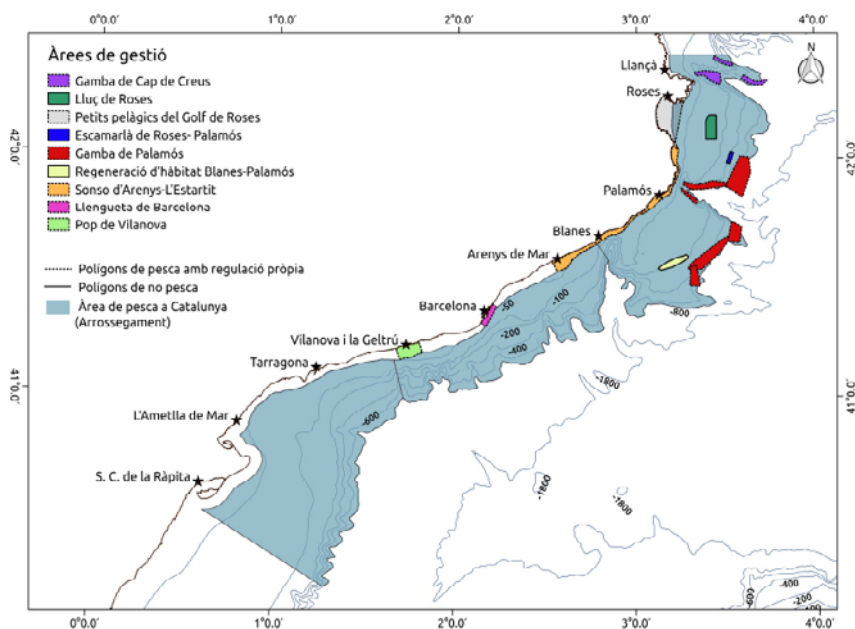
El cas de la cogestió del sonso i de la gestió de la gamba són experiències que van dirigides principalment a regular l'explotació d'un recurs, mentre que el cas dels vedats de lluç i escamarlà té com a finalitat la protecció dels juvenils de lluç, la població d'escamarlà i el seu hàbitat. L'aplicació d'aquestes mesures ha donat resultats molt positius en tots tres casos, tant en el camp del rendiment pesquer i econòmic com en l'àmbit social i de l'ecosistema, proporcionant eines molt eficaces que poden ser considerades de gran utilitat per disminuir la pressió i els efectes negatius que pugui provocar la pesca.

1 montse@icm.csic.es

2 laura@icm.csic.es

3 batista@icm.csic.es

Figura 1. Iniciatives de cogestió pesquera entre diferents actors socials (pescadors, Administració, científics i ONGs) a la costa catalana



Font: elaboració pròpia.

LA COGESTIÓ DE LA PESCA DEL SONSO

Montserrat Demestre

La cogestió, avui dia, sembla una activitat força coneguda i és una terminologia que en força àmbits ja és habitual. La cogestió pot tenir moltes aplicacions i implicacions com es pot veure en la Jornada sobre capacitat de càrrega i gestió adaptativa, dins de l'espai de la Taula de Cogestió Marítima del Litoral del Baix Empordà.

La idea bàsica que vol aconseguir aquesta jornada és la de transmetre al públic més ampli possible com podem continuar gaudint del que ens ofereix aquest fantàstic entorn natural marítim del Baix Empordà sense que en surti perjudicat

negativament. També ho podem resumir dient que hem de buscar un equilibri entre *utilitzar i preservar*.

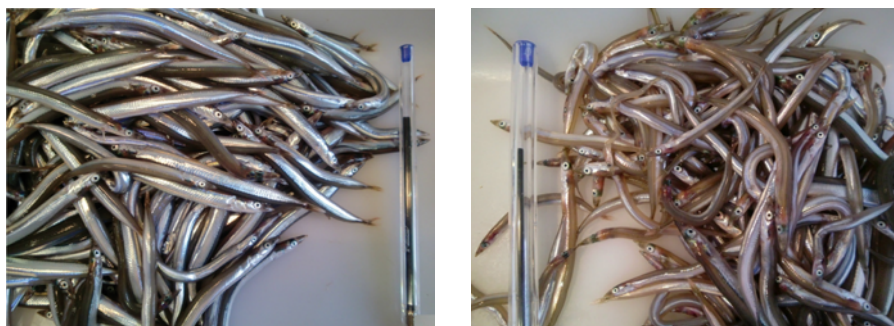
Són moltes les activitats que contempla aquesta Taula de Cogestió i una d'elles és la pesca professional. Aquí es presenta un cas de gestió pesquera on preservar el recurs i el seu medi natural és possible aplicant un procés de cogestió: és el cas de la Cogestió de la Pesca del Sonso. És un exemple on aquest equilibri s'ha d'assolir entre extreure (pescar) i conservar el propi ecosistema natural. Aquests dos extrems que semblen antagònics es poden consensuar mitjançant una cogestió.

La cogestió del sonso va sorgir d'una problemàtica de regulació i normativa de pesca que feia referència explícitament a la pesca del sonso. La UE demanava un pla de gestió per aquesta pesca, pla que havia de portar l'aval d'un estudi científic. Entre el 2012 i el 2013 científics de l'Institut de Ciències del Mar (ICM-CSIC) vàrem acordar amb la Direcció General de Pesca i Afers Marítims de la Generalitat de Catalunya i els pescadors involucrats en la pesca del sonso dur a terme aquest estudi científic. En aquest primer acord també hi eren involucrades dues ONG, WWF i Greenpeace.

L'estudi tenia com a objectius conèixer el funcionament de la pesquera del sonso, estimar el seu estat d'explotació, analitzar amb profunditat la biologia de l'espècie i avaluar els possibles efectes negatius de la pesca sobre el medi ambient. Tota aquesta informació va permetre definir un primer Pla de gestió de la modalitat artesanal de la sonsera, i amb aquesta base es va finalment constituir el Comitè de Cogestió de la Modalitat de la Sonsera.

Cal tenir en compte que quan parlem del sonso, en realitat estem parlant de dues espècies, molt semblants però alhora diferents: el sonso blau que és el més abundant i més conegut (*Gymnammodytes cicerelus*) i el sonso ros, més escàs i menys conegut (*Gymnammodytes semisquamatus*) (figura 2).

Figura 2. Esquerra: sonso blau, *Gymnammodytes cicerelus*. Dreta: sonso ros, *Gymnammodytes semisquamatus*

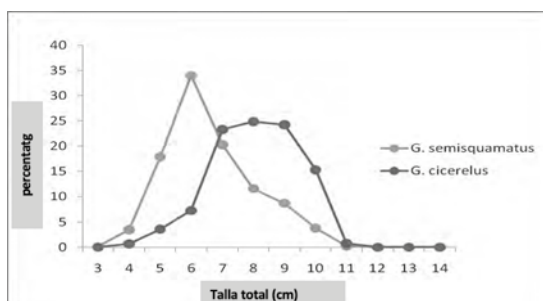


Font: elaboració pròpia.

El sonso blau te talles més grans que el sonso ros (figura 3). L'època de reproducció del sonso blau té el pic entre novembre i febrer, mentre que el del sonso ros es pot allargar fins a l'abril.

Cal mencionar que el Comitè de Cogestió de la Pesca del Sonso també gestiona unes altres espècies de peixos, els anomenats gòbits. Són peixos molt petits, però que ja són adults i per tant es poden pescar. Aquests peixos són la llengüeta rosa (*Aphia minuta*) i la llengüeta blanca (*Crystallogobius linearis*) (figura 4). Aquests gòbids popularment es coneixen com a peix sense sang. Tant el sonso com els gòbits es pesquen amb el mateix art artesanal que es coneix com a sonsera.

Figura 3. Percentatge de les talles de les dues espècies de sonso



Font: elaboració pròpia.

Figura 4. Exempler de llengüeta rosa (esquerra) i llengüeta blanca (dreta)



Font: elaboració pròpia.

La pesca amb sonsera es duu a terme en un sector molt concret de la costa catalana, i la flota pesquera artesanal que s'hi dedica és un total de 26 barques. Els ports on hi ha aquesta flota són: Barcelona, Badalona, Arenys de Mar, Blanes, Palamós, St. Feliu de Guíxols i L'Estartit. Aquesta pesquera es practica a poca fondària i força prop de la costa, com es pot veure en les imatges d'algunes barques censades (figura 5).

Figura 5. Barques pescant amb l'art de la sonsera



Font: elaboració pròpia.

El Comitè té com a finalitat fer el seguiment i el control del Pla de Gestió establert segons l'estudi científic, alhora que es continua amb aquest estudi any rere any. La funció principal d'aquest seguiment és monitoritzar, analitzar, adaptar i ajustar l'activitat pesquera segons els controls d'explotació que s'hagin consensuat entre tots els membres del Comitè i, si s'escau, acordar el tipus d'avertiment, o fins i tot de sanció, a aplicar en cas de no compliment. Tota aquesta presa de decisions sempre és consensuada amb tots els participants a les reunions del Comitè, on s'escolten totes les opinions abans de decidir i acordar qualsevol mesura. És un sistema de presa de decisions de «baix a dalt» i segueix la metodologia de la gestió adaptativa. El seguiment per part del Comitè es fa cada mes en reunions on participen representants de cada un dels estaments involucrats en el Comitè.

Aquesta cogestió de l'activitat de pesca del sonso també busca l'equilibri entre *utilitzar i preservar*, i pretén que la pressió o càrrega d'aquesta activitat sobre el medi natural on es desenvolupa s'emmarqui en els mínims efectes negatius possibles. La comesa del Comitè per assolir aquest objectiu és, bàsicament, establir mesures que puguin controlar el propi estoc explotat i mesures de control ecosistèmiques.

El control de les captures és molt precís i estricte, es fa dia a dia, i per cada barca. Cada barca reporta a la seva confraria la captura diària seguint el procediment de venda establerta per cada llotja pesquera. A més, en uns fulls preparats per al seguiment de l'estudi, hi anoten la situació i profunditat de la pesca, estat de la mar, el nombre i pes de les espècies acompanyants que no són sonso, així com incidències de la pesca. Paral·lelament hi ha el control i seguiment de l'esforç pesquer, controlant les hores i dies que les 26 barques s'hi poden dedicar. Tota aquesta informació es presenta i es comenta a les reunions mensuals del Comitè de Cogestió. Aquest protocol se segueix des de 2012.

Resguardar l'ecosistema de l'excés de càrrega que pugui representar aquesta pesca s'aconsegueix, per una banda, mantenint i conservant el propi recurs d'una sobreexplotació. Es vol assegurar una incorporació de reclutes (els peixos més petits que s'incorporen a la població dels que ja es pesquen) estable any rere any, així com assegurar l'abundància necessària dels adults per garantir un estoc reproductor suficient per mantenir la població explotada de sonso i assegurar una nova entrada de reclutes l'any següent. Al mateix temps, conservar aquests estocs que s'exploten ajuda a mantenir la xarxa tròfica del medi. El sonso és un peix que també serveix d'aliment a molts altres peixos i a ocells, com el corb emplomallat. El sonso es considera peix de farratge.

L'estudi científic que es va realitzant anualment ha evidenciat un clar control dels possibles efectes negatius d'aquesta activitat sobre el medi. S'ha pogut avaluar que la pesca del sonso és molt selectiva, és a dir, hi ha molt poc rebuig, ja que tan sols entre un 2% i un 8% de la captura de sonso a cada calada (per terme mig pot ser d'uns 50 kg de sonso) correspon a espècies no objectiu i que s'han de rebutjar. Cal afegir que la gran majoria d'aquestes espècies es retornen vives al mar (figura 6).

També s'ha pogut controlar un altre dels efectes negatius que sobre el medi de la zona litoral del Baix Empordà podrien tenir les pesques del sonso, com és pescar sobre les praderies de posidònies. El sonso només pot viure sobre hàbitats de fons de sorra gruixuda, neta i sense vegetació. D'aquí que només es pugui pescar en aquests hàbitats que sols es troben del Maresme al Cap de Creus, a fondàries d'entre 5 i 20 metres. El sonso s'enterra en aquestes sorres i, per tant, no se'l pot trobar sobre els fons on hi ha fanerògames.

Com a conclusió, del que podem extreure de la cogestió de la pesca del sonso en relació al control, disminució i possible eliminació de les càrregues negatives sobre el litoral marítim del Baix Empordà, degut precisament a l'activitat de la pesca del sonso, és pertinent deixar palès que aquest recurs es gestiona partint de l'enfocament ecosistèmic. Per una banda, es busca aconseguir el màxim rendiment sostenible i, per l'altra, controlar estrictament els fons sobre els que es pesca, i les captures de les espècies acompanyants que s'han de rebutjar. Resumint, es busca l'equilibri entre *utilització* i *preservació*.

Figura 6. Cop d'una calada de sonso on pràcticament tot és sonso



Font: elaboració pròpia.

LA COGESTIÓ DELS VEDATS DE PESCA. EL VEDAT DEL LLUÇ DE ROSES I EL DE L'ESCAMARLÀ DE PALAMÓS/ROSES

Laura Recasens

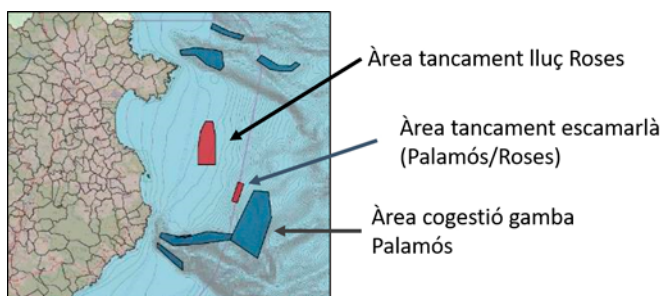
L'establiment de vedats a la pesca és una eina de gestió pesquera que s'està incorporant recentment (Russo *et al.*, 2019) i que va en la línia de donar compliment a la directiva europea que estableix que s'ha de preservar un 10% de la superfície del fons dels oceans, i amb això es pretén ajudar a protegir els hàbitats i revertir l'estat de sobreexplotació en què es troben moltes poblacions d'espècies comercials a la Mediterrània (STECF, 2015).

A la costa catalana, fins fa pocs anys les zones protegides es trobaven en zones litorals rocoses (Illes Medes, Cap de Creus) o en zones concretes del litoral (Masia Blanca, vol de Tossa,...). La figura del vedat de pesca es pot assimilar a les Àrees Marines Protegides (MPAs). Els estudis que s'han fet en aquestes àrees indiquen que per a que siguin efectives quant a recuperació de l'ecosistema han de complir diferents condicions, entre elles la dimensió, la delimitació de l'entorn, la protecció enfront de l'activitat humana i el temps que fa que s'han establert (Edgar *et al.*, 2014).

A iniciativa dels pescadors de la Confraria de Roses, el vedat del lluç es va tancar a tota activitat pesquera el febrer de 2014, després d'un tancament parcial entre febrer i novembre del 2013. Es tracta d'un polígon de 51 km², situat a la plataforma davant del golf de Roses a una fondària entre 120-140 m (figura 7). És un calador

habitual de la flota d'arrossegament, però on també podien anar palangrers i tresmallers. La finalitat del tancament era protegir una zona d'alevinatge de lluç (*Merluccius merluccius*).

Figura 7. Situació geogràfica dels vedats de lluç i escamarlà i de la zona de cogestió de la gamba de Palamós



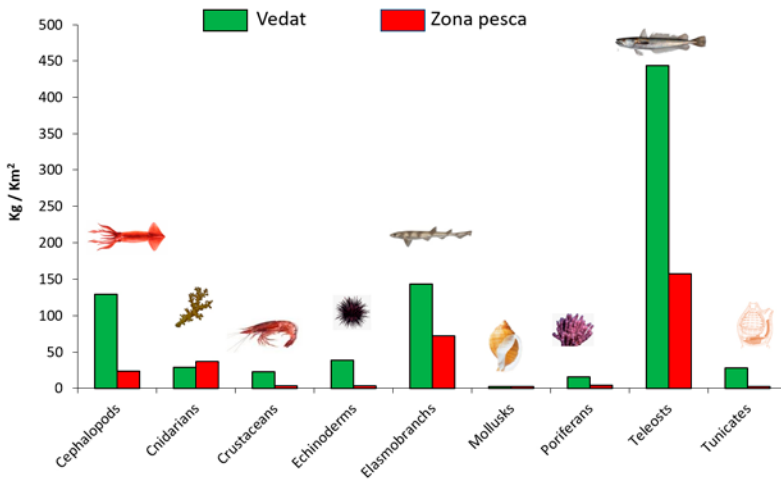
Font: elaboració pròpia.

Per tal de fer un seguiment científic de l'evolució del vedat, es va dissenyar un pla pilot d'un any de durada (2015-16) que consistia a fer un seguit de pesques experimentals dins i fora del vedat. L'àrea escollida fora del vedat va ser la zona al sud pròxima al vedat a la mateixa fondària. El disseny del mostreig va consistir a fer quatre pesques d'una hora de durada efectiva realitzades amb una barca d'arrossegament del port de Roses durant la mateixa jornada de pesca, dues dins i dues fora del vedat, rumb N/S i S/N i amb periodicitat mensual. D'aquesta manera es buscava minimitzar la variabilitat espai/temporal. A la fi es van fer 51 pesques vàlides. Els resultats es van calcular quant a abundàncies (densitat) i biomassa, tant per a l'espècie objectiu (lluç) com també per a tota la comunitat d'organismes bentònics i demersals. També es van obtenir dades de la distribució de mides de les espècies comercials dins i fora del vedat.

Els resultats indiquen l'existència d'un efecte «reserva del vedat» pel que fa a la comunitat d'organismes que hi viuen (Balcells *et al.*, 2016), de manera que es troba més biomassa dins del vedat en la majoria de grups d'organismes (figura 8).

Més endavant, es va tornar a fer un seguiment de l'evolució del vedat, també d'un any de durada (2017-18) amb el mateix disseny metodològic de pesques dins i fora del vedat, però en aquest cas amb una periodicitat bimensual. Es van realitzar un total de 27 pesques. Els resultats dels dos projectes indiquen que en l'àmbit de la

Figura 8. Pla pilot. Biomassa (kg/km²) dels diferents grups d'organismes dins i fora del vedat



Font: elaboració pròpia.

comunitat hi ha més abundància i biomassa dins del vedat que fora d'ell, i que les diferències s'han incrementat en el segon període respecte del primer, de manera que en el segon seguiment les diferències entre zona en veda i zona de pesca són més significatives (figura 9).

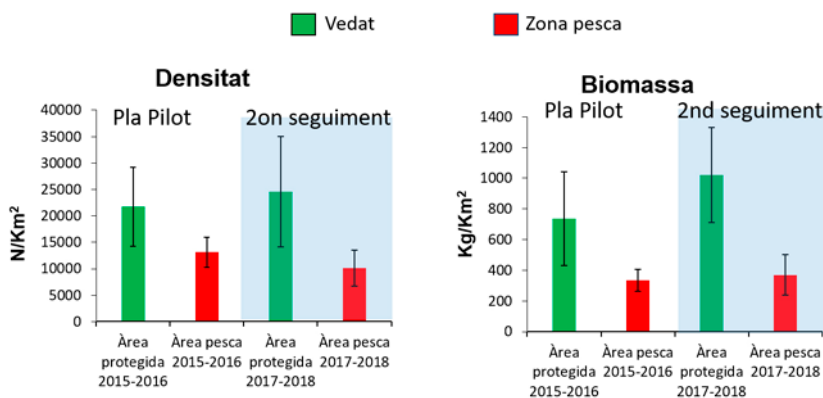
Aquest increment en abundància i biomassa s'ha reflectit de forma diferent segons les espècies. En alguns casos la protecció del vedat ha suposat un increment dels alevins, com ha estat el cas del lluç (Recasens *et al.*, 2016), però també del penegal (*Helicolenus dactylopterus*) i la bruixa (*Lepidorhombus boscii*), i en altres casos s'han incrementat els reproductors dins del vedat, com ha estat el cas dels dos rogers, el de roca (*Mullus surmuletus*) i el de fang (*M. barbatus*).

El següent objectiu és comprovar si hi ha un efecte d'exportació de biomassa fora del vedat (*spillover*). En aquest cas, la metodologia a aplicar per poder demostrar l'existència o no d'aquest efecte és diferent. Combinant d'una banda les dades VMS (*Vessel Monitoring System*) obtingudes a partir de les caixes blaves que porten les barques de pesca i que determinen la seva posició en el moment de la pesca, i, d'altra banda, els fulls de venda diaris d'aquestes barques, es pot associar mitjançant eines GIS, la captura de les diferents espècies comercials a un calador de pesca determinat. Ja que disposem d'aquestes dades des de l'any 2006, es pot fer un seguiment de l'evolució de les captures al voltant del vedat abans i després que s'establís.

Els resultats d'aquest primer vedat han portat a pescadors i científics a dissenyar altres zones per protegir les poblacions d'espècies comercials, que a la Mediterrània occidental es troben sobreexplotades. En aquesta línia s'ha establert un vedat en els caladors de pesca compartits entre Palamós i Roses per tal de protegir l'escamarlà (*Nephrops norvegicus*) (figura 7). En aquest cas, s'ha dut a terme un estudi amb pesques experimentals previ a la creació del vedat per tal de veure l'abundància i biomassa presents abans de la seva creació, i se'n farà una avaluació al cap d'uns anys del seu establiment. Paral·lelament i mercès a un projecte de recerca del Pla Nacional (RESNEP, CTM2017-82991-C2-1-R) s'estan fent pesques experimentals amb nanses per tal d'avaluar el seu rendiment comercial i un estudi dels fons marins del vedat i de les zones de pesca properes mitjançant les imatges obtingudes amb un ROV (robot submarí).

Els resultats obtinguts de l'estudi dels vedats de pesca permetran d'afegir altres eines per a la gestió pesquera, més enllà de la reducció del número de barques i/o dels dies de pesca.

Figura 9. Resultats quant a de densitat (N/km²) i biomassa (kg/km²) de la comunitat demersal dins i fora de l'àrea protegida del vedat de Roses, en el pla pilot (2015-16) i el 2n seguiment (2017-18)



Font: elaboració pròpia.

MESURES DE GESTIÓ PESQUERA ESPACIOTEMPORALS DE LA GAMBA VERMELLA ALS CALADORS PESQUERS PRÒXIMS A PALAMÓS, PUBLICADES A LES ORDRES MINISTERIALS AAA/923/2013 I APM/532/2018

Joan B. Company

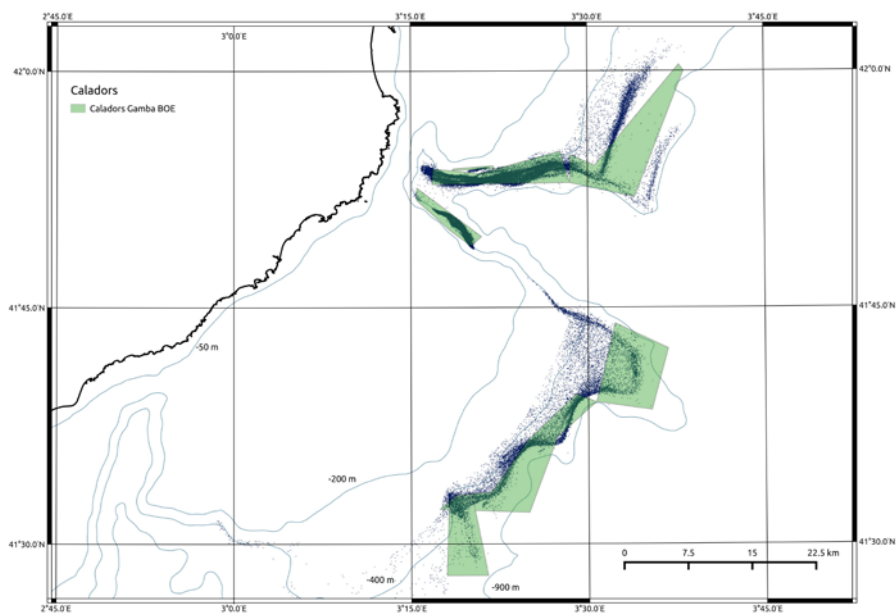
La gamba vermella, *Aristeus antennatus*, és una espècie molt apreciada que es pesca al voltant dels canyons submarins i en el marge continental profund de la mar Mediterrània. Econòmicament sobrepassa el 50% dels desembarcaments d'alguns ports del litoral ibèric de la Mediterrània, destacant entre ells el port de Palamós, que és fortament dependent de les captures d'aquesta espècie. La gamba vermella de Palamós és explotada per la flota d'arrossegament especialitzada de la qual formen part els majors vaixells d'arrossegament de la regió. Aquest vaixells pesquen a gran profunditat, on aquesta espècie abunda més (entre els 600 i 800 m de profunditat).

Davant d'aquesta perspectiva, la Confraria de Palamós, juntament amb les administracions responsables de la gestió pesquera (Generalitat de Catalunya i Secretaria General de Pesca), els científics i l'organització no-governamental WWF (*World Wildlife Fund*), van proposar una normativa de gestió que va ser aprovada en el BOE del 27 de maig del 2013 (Ordre AAA/923/2013, de 16 de maig), posteriorment actualitzada als cinc anys inicials de vigència en l'Ordre ministerial de 26 de maig de 2018 (APM/532/2018, de 25 de maig). En aquestes ordres reguladores s'estableix que durant la seva vigència s'haurà de dur a terme una avaluació continuada de la pesquera de la zona propera a Palamós (veure els caladors al voltant del Canyó submarí de Palamós, figura 10) amb l'objectiu de conèixer l'estat del recurs, l'eficàcia de les mesures de gestió aplicades i obtenir informació per assignar, si és el cas, accions correctores de salvaguarda.

L'Institut de Ciències de la Mar de Barcelona (ICM-CSIC) ha desenvolupat estudis sobre la gamba vermella de profunditat. Aquests estudis han aportat coneixement de la seva biologia reproductiva, així com la descripció dels factors ambientals que repercuteixen en les fluctuacions de captures d'aquesta espècie provocant cada sis a vuit anys col·lapses pesquers d'aquest important recurs (figura 11). A partir de la iniciativa de la Confraria de Pescadors de Palamós i dels coneixements recopilats durant els últims vint anys gràcies a diversos projectes científics (tant nacionals com internacionals) han estat el marc de referència on s'han gestat les ordres reguladores de gestió pesquera d'aquesta espècie a Palamós.

Entenem que el compliment de l'article 9 de l'Ordre, quant al seguiment del pla s'ha de fer sota una estricta rigorositat científicotècnica i seguint els protocols exhaustius de mostreig i obtenció de dades actuals, de manera homologada.

Figura 10. Caladors de pesca de la gamba vermella a les proximitats del port de Palamós. En verd s'indiquen les zones de gestió regulada per les Ordres Ministerials AAA/923/2013 i APM/532/2018 i els punts blaus són les zones de màxima densitat de captures d'aquesta espècie



Font: elaboració pròpia.

Es considera que hauria estat molt difícil plantejar aquestes mesures de gestió (esmentades en les ordres reguladores) sense els antecedents científicotècnics acumulats pels científics de l'ICM-CSIC, els quals han servit per establir els marcs competencials de l'ordre i han aproximat les postures dels sectors implicats.

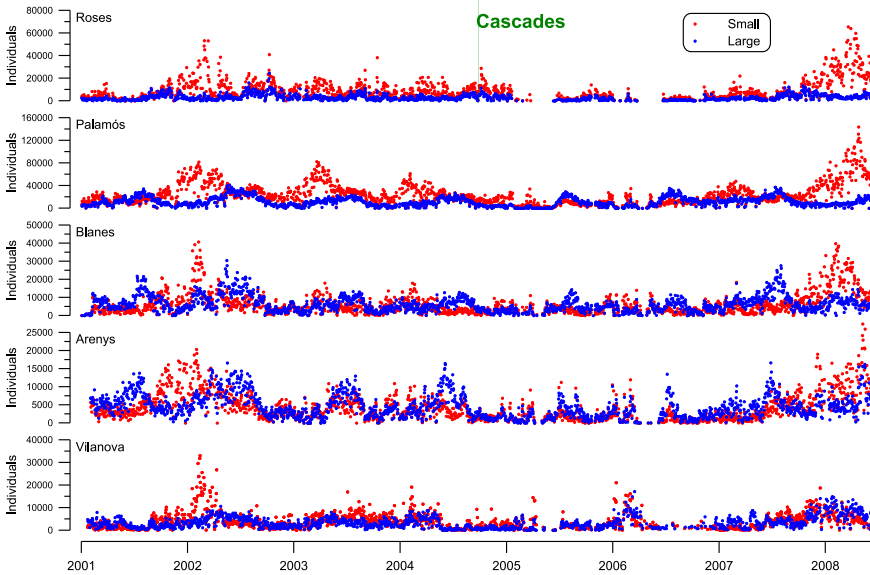
Segons indica l'ordre reguladora de la pesquera de gamba vermella de Palamós, el pla de seguiment científic ha d'assolir els següents objectius:

1. Avaluació continuada de la pesquera per conèixer l'estat del recurs (requereix un procés de treball específic en temps real capaç de donar respostes en pocs mesos: mostrejos de camp específicament dirigits a conèixer l'estat biològic d'aquesta espècie).
2. Avaluació de l'eficàcia de les mesures de gestió que requereix un seguiment continu i ininterromput durant el pla, al mateix temps que ha de demanar a aquells paràmetres científicotècnics capaços d'avaluar aquesta eficàcia:

distribució de la flota, esforç i captura per unitat d'esforç, coneixement de la selectivitat i rendiment pesquer en vendes.

- Adopció de mesures de reajustament de l'esforç i aplicar, si s'escau, actuacions correctores, a través de l'aplicació de models dinàmics, ambientals i simulacions a transicions de la pesquera, els quals ens donaran la capacitat d'anàlisi que confirmi els canvis adaptatius estructurals en la flota.

Figura 11. Disminució de captures d'individus de gamba vermella a la costa catalana després dels esdeveniments de cascades submarines que es donen cada 6 a 8 anys



Tot i el col·lapse en les captures de gamba que va haver l'any 2005 (veure fletxa), aquest procés oceanogràfic de formació d'aigua densa de profunditat fa que al cap de 2 a 3 anys hi hagi un augment de captures d'individus petits, com va ocórrer l'any 2008 [punts gris clar (vermells) representen el número d'individus petits capturats als principals port de la costa catalana on es captura aquesta espècie]. Font: elaboració pròpia.

REFERÈNCIES

La cogestió de la pesca del sonso

- J. Lleonart, M. Demestre, P. Martín, J. Rodón, S. Sainz-Trápaga, P. Sánchez, I. Segarra, S. Tudela. 2014 The co-management of the sand eel fishery of Catalonia (NW Mediterranean): the story of a process. *Scientia Marina*, 78 S1, 87-93 doi: <http://dx.doi.org/10.3989/scimar.04027.25A>
- Sabates, A., Demestre, M., Sánchez, P. 1990. Revision of the family Ammodytidae (Perciformes) in the Mediterranean with the first record of *Gymnammodytes semisquamatus*. *J. Mar. Biol. Ass.U.K.*, 70:493-504.
- Sánchez, P. Demestre, M. 1988. Note préliminaire concernant la pêche de *Gymnammodytes cicerelus* en Catalogne (NE de l'Espagne). *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, 31(2) V-II 45:279

La gestió dels vedats de pesca. El vedat del lluç de Roses i el de l'escamarlà de Palamós/Roses

- Balcells, M., U. Fernández-Arcaya, A. Lombarte, M. Ramón, P. Abelló, A. Mecho, J.B. Company y L. Recasens (2016) Effect of a small-scale fishing closure area on the demersal community in the NW Mediterranean Sea. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, 41: 517
- Edgar, G.J., Stuar-Smith, R.D., Willis, T.J., Kininmonth, S., Baker, S.C., StuartBanks, Barrett, N.S., Becerro, M.A., Bernard, A.T.F., Berkhout, J., Buxton, C.D., Campbell, S.J., Cooper, A.T., Davey, M., Edgar, S.C., Försterra, G., Galván, D.E., Irigoyen, A.J., J.Kushner, D., Moura, R., Parnell, P.E., Shears, N.T., Soler, G., Strain, E.M.A., & Thomson, R.J. (2014). Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. *Nature*, 506, 216-220.
- Recasens, L., U. Fernández-Arcaya, P. Martín, M. Balcells, A. Lombarte y J. Lleonart (2016) The effect of a fishing ban on a hake nursery ground in the Roses Gulf (NW Mediterranean). *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, 41: 387
- Russo T, D'Andrea L, Franceschini S, Accadia P, Cucco A, Garofalo G, Gristina M, Parisi A, Quattrocchi G, Sabatella RF, Sinerchia M, Canu DM, Cataudella S and Fiorentino F (2019) Simulating the Effects of Alternative Management Measures of Trawl Fisheries in the Central Mediterranean Sea: Application of a Multi-Species Bio-economic Modeling Approach. *Front. Mar. Sci.* 6:542. doi: 10.3389/fmars.2019.00542
- Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF) – Mediterranean Assessments part 2 (STECF-15-06). 2015. Publications Office of the European Union, Luxembourg, EUR 27221 EN, JRC 95822, 396 pp.

Mesures de gestió pesquera espaciotemporals de la gamba vermella als caladors pesquers pròxims a Palamós, publicades a les Ordres Ministerials AAA/923/2013 i APM/532/2018

- Bahamón, N., F. Sardà and P. Suuronen (2006). Improvement of trawl selectivity in the NW Mediterranean demersal fishery by using 40 mm square mesh codend. *Fishery Research*, 81(1):15-25.
- Company, J.B., P. Puig, F. Sardà, A. Palanques, M. Latasa and R. Scharek (2008). Climate influence on deep-sea populations. *PloS ONE*, 3(1). e1431 (doi:10.1371/journal.pone.0001431). <http://www.plosone.org/doi/pone.0001431>.
- Sardà, F., J.B. Company; N. Bahamon, G. Rotllant, M.M. Flexas, J.D. Sánchez, D. Zúñiga, J. Coenjaerts, D. Orellana, G. Jordà, J. Puigdefàbregas, A. Sánchez-Vidal, A. Calafat, D. Martin, M. Espino. (2009). Relationship between environment and the occurrence of the deep-water rose shrimp *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) in the Blanes submarine canyon (NW Mediterranean). *Progr. in Oceanography*, 82(4):227-238. (doi:10.1016/j.pocean.2009.07.001).
- Sardà, F. and J.B. Company (2012). The deep-sea recruitment of *Aristeus antennatus* (Risso, 1816; crustacea: decapoda) in the Mediterranean sea. *Journal Marine Systems*, 105-108: 145-151.
- Tudela, S., F. Sardà, F. Maynou and M. Demestre. (2003). Influence of submarine canyons on the distribution of the deep-water shrimp (*Aristeus antennatus*, Risso 1816) in the northwestern Mediterranean. *Crustaceana*, 76(2):217-225.

