

Reunión del Foro Científico de la pesca española en el Mediterráneo

20 y 21 de septiembre del 2023

Carrer del Moll Vell 3 (Edificio Port Center) de Palma:



FORO CIENTÍFICO DE LA
PESCA ESPAÑOLA EN
EL MEDITERRÁNEO



Ports de Balears

Autoritat Portuària de Balears



FEDERACIÓ
BALEAR
DE CONFRARIES DE
PESCADORS



Financiado por la Unión Europea
NextGenerationEU



MINISTERIO
DE CIENCIA
E INNOVACIÓN



Plan de Recuperación,
Transformación
y Resiliencia



CSIC



Acta de la reunión del foro científico para la pesca española en el Mediterráneo celebrada en Palma los días 20 y 21 de septiembre de 2023

Inicia las jornadas Javier Sanz, Presidente de la Autoridad Portuaria de las Islas Baleares, dando la bienvenida a los asistentes. Tras indicar que ha tomado posesión hace unos días y que este es su primer acto oficial, comenta que desde la responsabilidad social corporativa de la entidad que preside están comprometidos a impulsar iniciativas medioambientales. Por último indica que para afrontar los retos que tiene por delante la pesca es necesario el debate y el intercambio de información.

A continuación José Luis Sánchez Lizaso, presidente del Foro, señala que esta reunión supone la consolidación del Foro después de la interrupción debida a la pandemia. Destaca el número y la calidad de las contribuciones que se han presentado lo que indica que el foro sigue teniendo interés como punto de encuentro y debate sobre los problemas y retos que tienen las pesquerías mediterráneas. Finalmente da las gracias a las personas y entidades que han hecho posible la reunión y les desea unas jornadas provechosas a los participantes.

Antoni Quetglas, Director del Centro Oceanográfico de Baleares indica que en la reunión están presentes los 3 actores involucrados en el mundo de la pesca y que el intercambio de información es necesario para encontrar soluciones consensuadas. Finalmente señala que el IEO es el centro de referencia en materia pesquera para el gobierno.

Domingo Bonnín Bautista, Presidente Federación Balear de Cofradías de Pescadores da la bienvenida a los asistentes y destaca que estamos en tiempos difíciles para el medioambiente y la pesca. Señala también que el futuro de la pesca profesional pasa por la colaboración con los científicos.

Rafael González Cano de la Secretaría General de Pesca (MAPA) excusa la presencia de la Secretaria General de Pesca y destaca la importancia del Foro para la SGP ya que la gestión pesquera debe fundamentarse en el mejor asesoramiento científico disponible. También resalta la importancia del evento como punto de encuentro entre pescadores, investigadores y administraciones públicas.

Antoni Grau Jofre Director General de Pesca, Govern de les Illes Balears habla del MAP como un plan para la extinción de la pesca de arrastre y pone como ejemplo la fuerte reducción de días de pesca en Baleares respecto al año de referencia. Indica que sin capturas, barcos y pescadores nuestro trabajo no tendrá sentido. A pesar de ello señala que creen en la ciencia y la recogida de datos e indica que están dispuestos a apoyar aquellos proyectos de investigación que cuenten con el respaldo del sector pesquero.

Finalizado el acto de inauguración se inician las sesiones. Laura Recasens interviene para presentar el ICATMAR que tiene un servicio de asesoramiento pesquero (SAP) y un servicio de oceanografía operacional (SOCAT). El SAP realiza informes anuales de seguimiento de pesca profesional y deportiva más otros informes que se realizan para responder a problemáticas concretas. Otro aspecto importante es la transferencia de información a diferentes niveles.

Alberto J. Rico Barciela presenta el seguimiento de las poblaciones de cefalópodos de interés pesquero que está realizando el ICATMAR en la costa catalana. Las especies sobre las que se

está haciendo el seguimiento son *Eledone cirrhosa*, sepia y pulpo. Para la primera especie se realiza un seguimiento en la pesca de arrastre mientras que para las otras dos especies se realiza un seguimiento de las capturas de la flota artesanal en el marco de comités de cogestión.

Marc Balcells presenta el estudio sobre la biología de la merluza en la costa catalana. Señala que la talla de primera madurez está bajando lo que puede ser un síntoma de sobreexplotación. Indica que se produce un descarte significativo de juveniles que no superan la talla mínima y que sería necesario reducirlo mejorando la selectividad, con vedas temporales o con restricciones espaciales.

A continuación Marta Albo explica que la pérdida de biodiversidad y el cambio climático interactúan y afectan a los servicios ecosistémicos pero no se conoce su impacto socioeconómico. Es necesario buscar soluciones adaptativas innovadoras y hay varios proyectos en marcha con este objetivo. Por último señala que hay que poner en valor el conocimiento ecológico tradicional de los pescadores.

Mario Vizcarro interviene para indicar que el sector está muy preocupado por la desaparición de la sardina y el boquerón que podría ser debida al cambio climático. El pescado es pequeño y no crece. Marta Albó apunta que es necesario mantener los stocks en buen estado para disminuir el impacto del cambio climático y aumentar su resiliencia.

En la siguiente presentación realizada por Paula Sánchez-Zulueta se presentan los resultados preliminares de un experimento de marcaje y recaptura de elasmobranchios en las Islas Baleares. Se han marcado dos especies de tiburones y tres de rayas aunque de momento solo se han recuperado tiburones. Las recapturas se han realizado a escasa distancia del punto de liberación.

Tras la comida interviene Julio Agujetas para comentar los principales cambios que introduce el nuevo estándar MSC de pesquerías que ha sido elaborado después de un intenso proceso de reflexión y análisis. Entre los aspectos que se han reformado está lo relativo a especies protegidas, pesca fantasma y susceptibilidad de los hábitats a la pesca. También hay mayores requisitos de información. En el Mediterráneo hay pocas pesquerías certificadas principalmente debido al estado de las poblaciones que es el principal factor limitante.

Manuel Hidalgo destaca los retos de la delimitación espacial de los stocks y la necesidad de analizar la complejidad de la estructura de los stocks y presenta los resultados de dos proyectos desarrollados con esta finalidad.

Alfonso Ramos destaca la necesidad de proteger a los grandes reproductores y a partir del conocimiento ecológico tradicional de los pescadores y resultados de campañas señala posibles zonas de protección de reproductores de merluza en el golfo de Alicante.

Noemi Pasini también incide en la importancia de las áreas marinas protegidas por la recuperación de la biomasa, la exportación de individuos o el mejor factor de condición dentro de ellas. Plantea que la diversidad nuceotídica puede ser un indicador del estado de conservación de las especies explotadas y presenta un estudio realizado en el canal de

Menorca en el que se observa que la diversidad nucleotídica es mayor en la zona protegida y que hay una elevada conectividad entre zonas.

Miquel Ortega recuerda que el medio marino está sometido a múltiples impactos y presenta los objetivos y resultados preliminares dos proyectos en curso que pretenden ofrecer herramientas a los gestores para abordar esta problemática a través de la evaluación de los impactos y las medidas de gestión espacial. Presenta los primeros resultados a través de un artículo orientado a identificar y priorizar posibles zonas restringidas a la pesca demersal.

Beatriz Guijarro presenta un trabajo realizado por J.L. Pérez Gil y colaboradores sobre selectividad en la pesquería de gamba ya que ninguno de los autores pudo acudir a la reunión. El estudio realizado en la Isla de Alborán indica que existen escasas diferencias entre la malla cuadrada de 40 y 50 mm para esta pesquería. Estos resultados ponen de relieve que se podría realizar el cambio de malla en esta pesquería sin impactos económicos significativos para la flota.

Con esta presentación finaliza el primer día de la reunión. El segundo día se inicia con la ponencia de Vicenç Moltó sobre un modelo de evaluación de la población de llampuga. El ponente recuerda que la llampuga es un recurso compartido importante en varios países del Mediterráneo. Debido a las características biológicas del recurso los modelos de deplección son adecuados y la CGPM los ha adoptado para la evaluación de este recurso. Las evaluaciones realizadas indican que la tasa de explotación no supera el 40% y que el recurso no se encuentra sobrexplotado.

Miquel Ortega expone una ponencia sobre especies vulnerables en la pesquería de cerco de Castellón realizado con entrevistas para recoger el conocimiento local de la flota complementado con embarques. Se trata de una pesquería bastante selectiva con interacción baja-media con otras especies. Se analizan también las opiniones de los pescadores sobre la problemática que presenta la pesquería y las medidas claves para garantizar su sostenibilidad futura.

Lucía Espasandín aborda el cambio climático a partir de la temperatura preferente de la captura ya que el Mediterráneo es una de las zonas donde mayor calentamiento se está produciendo. Realiza un análisis por puerto y flota de la costa catalana y observa tanto fenómenos de tropicalización, aumento de especies de aguas cálidas, como de deborealización, disminución de especies de aguas frías. No se observa un patrón latitudinal claro.

Beatriz Guijarro recuerda los objetivos y aplicación del plan plurianual para la pesca demersal en el Mediterráneo Occidental hasta la fecha. A pesar de la importante reducción del esfuerzo realizada no se observa una mejoría clara de los stocks (algunos están mejorando pero no todos). No hay una relación lineal entre esfuerzo y mortalidad por pesca. Las evaluaciones realizadas por el STECF y la CGPM no coinciden y a veces ofrecen resultados contradictorios. Los resultados de las evaluaciones deberían ser complementados con información adicional. Aunque se conoce la influencia ambiental en las poblaciones los modelos de evaluación no lo consideran. Un ejemplo muy claro de una especie con una elevada influencia ambiental es la gamba blanca. Las pesquerías mediterráneas son multiespecíficas y las especies incluidas en el

MAP solo representan un 30% de las capturas y un 50% del valor. Finalmente presenta algunos proyectos en curso para una gestión más eficiente de los días de pesca, sobre zonas de cierre permanentes y para mejorar la evaluación de recursos ampliándolas a especies no objetivo del MAP y considerando series de datos más largas.

Tras la exposición se realizan varias intervenciones desde el sector señalando lo preocupados que está por la marcha del plan.

A continuación Enric Massutí expone el trabajo sobre las pesquerías demersales en las montañas submarinas del Canal de Mallorca (Islas Baleares), realizado dentro del proyecto LIFE IP INTEMARES. La principal pesquería es el arrastre, que realizan barcos procedentes de puertos de la Península Ibérica para faenar en los fondos del talud alrededor de las Islas Pitiusas, que incluyen tres caladeros próximos a las montañas Ses Olives y Ausias March. Las principales especies de esta flota son la gamba blanca, la cigala y la gamba roja. Por el contrario, no se ha detectado pesca de arrastre en los fondos adyacentes a la montaña Emile Baudot. En este área hay un caladero de gamba roja que, por su mayor distancia a las Islas, hace casi dos décadas que no se explota. Otras pesquerías demersales que se realizan en las cimas y laderas de estas tres montañas son la pesca con nasas de profundidad, palangre de fondo y, en menor medida, artes menores. También hay pesca recreativa, una actividad de la que no se dispone de información.

Miquel Ortega explica los resultados de un estudio sobre la primera venta realizado en Baleares, Comunidad Valenciana y Cataluña. Se observan diferencias por artes y por zonas en los principales actores. Actualmente se está vinculando un modelo ecosistémico con un modelo de cadena de valor.

Adelaida Lillo describe las pesquerías valencianas y su evolución desde un punto de vista económico. Se está produciendo una reducción importante de flota y de capturas. El mercado es deficitario ya que las importaciones doblan a las exportaciones.

Por último se realizan dos presentaciones sobre el proyecto TEPESCO. En la primera Ainhoa Bernal presenta los objetivos y metodología para estudiar la actividad pesquera artesanal en LICs, ZECs y ZEPAs de Canarias y el Mediterráneo. En la segunda Bertín García-Mañé, expone algunos resultados obtenidos por el proyecto hasta la fecha. Hay que resaltar la importancia de la pesca artesanal dentro de los LICs, ZECs y ZEPAs. Se han evaluado las posibles interacciones con hábitats protegidos como paso previo a evaluar los impactos potenciales.

Tras las ponencias se abre una discusión sobre los aspectos organizativos del Foro. El presidente indica que quien necesite un justificante de participación que lo solicite por correo. Se abre un plazo hasta final de mes para que los ponentes completen sus trabajos para su publicación. Se intentará que este año no se retrase tanto como el año anterior. Se recuerda que la lista de distribución está disponible para mandar información y que la web del foro está funcionando. La próxima reunión se hará en la región de Murcia siendo los organizadores investigadores del Centro oceanográfico de Murcia del IEO. Se valora que la reunión ha sido un éxito y se acuerda mantener el formato. Se destaca la importante participación del sector aunque la participación de administraciones es más floja. Se intentará reforzar en el futuro. Se sugiere la posibilidad de realizar sesiones temáticas y mesas redondas.

Tras este punto se abre una pequeña discusión sobre las conclusiones del foro pero, debido al retraso acumulado, se acuerda abrir un plazo de una semana para recibir propuestas de conclusiones y que posteriormente se circularán para su aprobación.

La reunión finaliza con la clausura realizada por José Luis Sánchez Lizaso y Beatriz Guijarro. Se resalta el éxito de la reunión y se emplaza a los asistentes a participar en la próxima reunión en la región de Murcia.

Reunión del Foro Científico de la pesca española en el Mediterráneo

20 y 21 de septiembre del 2023

Carrer del Moll Vell 3 (Edificio Port Center) de Palma:

<https://goo.gl/maps/88Qm26mh14pHH5PN9>

Orden del Día

Miércoles 20 de septiembre

11.00 Inauguración de la Jornada

Javier Sanz, Presidente de la Autoridad Portuaria,

José Luis Sánchez Lizaso Presidente del Foro

Antoni Quetglas, Director del Centro Oceanográfico de Baleares IEO-CSIC.

Domingo Bonnín Bautista, Presidente Federació Balear de Cofradías de Pescadores

Rafael González Cano, Secretaría General de Pesca

Antoni Grau Jofre Director General de Pesca, Govern de les Illes Balears

11.30-13.30

1 Julio Agujetas (MSC). El nuevo Estándar MSC de pesquerías y los retos de la certificación en el Mediterráneo

2 Laura Recasens y Joan B. Company (ICATMAR ICM-CSIC) ICATMAR. Retos y planificación

3 Alberto J. Rico Barciela, Xènia Puigcerver Segarra, Ricardo Santos Bethencourt (ICATMAR, ICM-CSIC). Seguimiento de las poblaciones de cefalópodos de interés pesquero en la costa catalana.

4 Marc Balcells, Javier Marzoa, Alba Rojas, Eve Galimany, Antoni Lombarte, Joan B. Company, Laura Recasens (ICATMAR, ICM-CSIC y UVIC-UCC), Estudio y actualización de los parámetros biológicos de la merluza europea (*Merluccius merluccius*) en la costa catalana.

5 Marta Albo-Puigserver, Manuel Hidalgo, Lucia López-López, Sandra Mallo, Joan Moranta, Patricia Puerta, Antonio Punzón, Marina Sanz-Martín (IEO-CSIC) Efectos del cambio climático y la pérdida de biodiversidad en la capacidad adaptativa del sector pesquero español.

6 Francesca Ferragut-Perelló*, Paula Sánchez-Zulueta*, Sergio Ramírez-Amaro, Noemi Pasini, Beatriz Guijarro, Francesc Ordines. COB-IEO. Resultados preliminares de un experimento de marcaje y recaptura de elasmobranquios en las Islas Baleares" (*: igual contribución).

13.30-15.30 Comida

15-30-17.30

7 Manuel Hidalgo, Georgios Karametsidis, Encarnación García, Antonio Esteban, Miguel Vivas, Lucía López-López, Pilar Hernández y Marcelo Vasconcellos. IEO, CGPM, FAO. Estructura espacial de los recursos pesqueros y procesos de conectividad: implicaciones para la gestión.

8 Alfonso A. Ramos Esplá y Elisa Arroyo Martínez (Dpto. Ciencias del Mar y Biología Aplicada, Universidad de Alicante) Refugios de pesca para grandes reproductores de merluza (*Merluccius merluccius*) en el Golfo de Alicante (Mediterráneo occidental)"

9 Pasini N; Riera J; Tudurí A; Bassita M; Ferragut JA; Picornell A; Ramírez-Amaro S. (Universitat de les Illes Balears y COB IEO-CSIC) Estudios genéticos como una herramienta de diagnóstico para evaluar el efecto de las Zonas de Protección Pesquera en el Canal de Menorca sobre los recursos pesqueros demersales

10 Bas, M.; Ortega Cerdà, M.; Castro-Cadenas, M.D.; Lloret-Lloret, E.; Steenbeek, J.; Ramírez, F.; Sbragaglia, V.; Coll, M. (ICM-CSIC). Impactos acumulativos y planificación marítima. Los proyectos GES4SEAS y MarinePlan. Primeros resultados

11 Pérez Gil, J.L., Serna-Quintero, J.M., Baro, J., Meléndez, M.J., Herrera, J., Carrasco, P., Morote, E. (IEO-CSIC y OPP71). Selectivity experiments on blue and red shrimp (*Aristeus antennatus*) with 40 and 50 mm square mesh codends size in Alboran Island (GSA 2)

Jueves 21 de septiembre

9.00-11h sesiones

12 Vicenç Moltó, Rubén H. Roa-Ureta, Ignacio A. Catalán, Andrés Ospina-Álvarez, Jürgen Mifsud, Amina Besbes-Benseddik, Antoni Grau, Adriano Mariani and Pilar Hernández. A multiannual and multifleet generalized depletion model for the stock assessment of the Mediterranean dolphinfish

13 Ortega Cerdà, M.; Mohamed, S.; Castro-Cadenas, M.D.; Espasandín, L.; Fernández-Corredor, E.; Giménez, J.; Lloret-Lloret, E.; Ramírez, F.; Sbragaglia, V.; Coll, M. (ICM-CSIC) Conocimiento local en la flota de cerco de Castellón e identificación de especies vulnerables. El proyecto SEINE-ETP.

14 Espasandín, L.; Ramírez, F.; Sbragaglia, V.; Ortega-Cerdà, M.; Villarino, E.; Chust, G.; Coll, M. (ICM-CSIC). Cambios especiales y temporales en la composición de las capturas y su afinidad térmica. Un análisis por puerto y flota de la costa Catalana.

15 Beatriz Guijarro et al (IEO-CSIC) El plan plurianual para la pesca demersal: efectos en la flota y en los recursos explotados

16 Enric Massutí, Stefanie Keller, Aida Frank, Francisca Ferragut-Perelló, Maria Teresa Farriols, Sergi Joher, Francesc Ordines y Beatriz Guijarro. (IEO-CSIC). Pesquerías demersales en las montañas submarinas del Canal de Mallorca (Islas Baleares)

11.00-11.30 Pausa café

11.30- 13.00 sesiones

17 Ortega Cerdà, M., Bas, M.; Lloret, E.; Coll, M. (ICM-CSIC) Análisis de la primera venta en Cataluña, Mallorca y Valencia. Hacia un acoplamiento de los modelos ecológicos y la cadena de valor. El proyecto SOSMED.

18 Adelaida Lillo Bañuls, Samuel Ortiz-Pérez, Begoña Fuster García (Dep Análisis económico Aplicado y Dep Geografía Humana, Universidad de Alicante). Bioeconomía y soberanía alimentaria: Situación actual y nuevos retos de las pesquerías valencianas.

19 A. Bernal, A. Gran, A. Rodríguez, B. García-Mañé, C. Estil-Las, C. Ortega, D. Cano, E. Barcala, E. Arcas, J. Canoura, J. Falcón, J. Baro, J.C. Mendoza, J.M. Serna-Quintero, J. Rodríguez, L. Martín-García, M.A. Trujillo, M. Ruiz, M. Sainz, N. Dionis, P. Martín-Sosa, P. Verisimo, P. Valcarce, R. Aguilera, S. Mallol, S. Jiménez, U. Fernández, A. Punzón. (IEO-CSIC). TEPESCO: Seguimiento y evaluación de las actividades pesqueras en las ZEC Canarias y ZEC, LIC y ZEPA mediterráneas: Introducción, objetivos y metodología.

20 B. García-Mañé, E. Arcas, A. Bernal, A. Gran, A. Rodríguez, C. Estil-Las, C. Ortega, D. Cano, E. Barcala, J. Canoura, J. Falcón, J. Baro, J.C. Mendoza, J.M. Serna-Quintero, J. Rodríguez, L. Martín-García, M.A. Trujillo, M. Ruiz, M. Sainz, N. Dionis, P. Martín-Sosa, P. Verisimo, P. Valcarce, R. Aguilera, S. Mallol, S. Jiménez, U. Fernández, A. Punzón. (IEO-CSIC) TEPESCO: Seguimiento y evaluación de las actividades pesqueras en las ZEC Canarias y ZEC, LIC y ZEPA mediterráneas: Resultados hasta la fecha.

13.00 Aspectos organizativos del Foro

13.30 Conclusiones

14h Clausura

Listado de Asistentes

Julio Agujetas, MSC
Marta Albo Puigserver, COB-IEO
Joan Alginet Gerente GALP Mar de l'Ebre
Samer Alismail Calderón, Delegación Gobierno Illes Balears
Elisa Arroyo, Universidad de Alicante
Juan B. Balagué Vidal. Secretario OPP la Ràpita
Marc Balcells, ICATMAR
Elena Barcala, COM-IEO
Ainhoa Bernal Bajo, COB-IEO
Isabel Betoret, Secretaria cofradía Atmella de mar
Domingo Bonnín Bautista, Federació Balear de Confraries de Pescadors
Federico Cali, University of Bologna - CNR IRBIM Ancona
Amanda Cohen Sánchez, COB-IEO
Lucía Espasandín, ICM-CSIC
Francesca Ferragut Perello, COB-IEO
Marina Forteza Salom, COB-IEO
Bertín García Mañé, COC-IEO
Rafael González Cano, Jefe de área gestión caladero mediterráneo SGP-MAPA
Alicia Gran García, COB-IEO
Antoni Grau Jofre Director General de Pesca, Govern de les Illes Balears
Beatriz Guijarro, COB-IEO
J. Manuel Hidalgo, COB-IEO
Marina Ibañez Romero, Delegación Gobierno Illes Balears
Virginia Iglesias Villegas, Delegación Gobierno Illes Balears
Georgios Kerametsidis, COB-IEO
Adelaida Lillo, Universidad de Alicante
Sandra Malloí Martínez, COB-IEO
Sara Manchado, COB-IEO
Cristina Mañas OPP91
Enric Massuti, COB-IEO
Vicenc Molto Seguí, COB-IEO
Eva Moragues Botey Cap del Servei de Recursos Marins D.G. de Pesca Illes Balears
Ana Morillas Kieffer, COB-IEO
Xisco Ordinas, COB-IEO
Miquel Ortega, ICM-CSIC
Claudio Padua, UIB
Noemí Pasini, UIB
Patricia Puerta Ordoñez, COB-IEO
Antoni Quetglas, COB-IEO
Sergio Ramírez Amaro, COB-IEO
Alfonso Ramos, Universidad de Alicante
Laura Recasens, ICM-CSIC
Alberto Rico, ICATMAR
Joan Riera Fabre, UIB

Carlos Ros Vicens, Federació Balear de Confraries de Pescadors
José Luis Sánchez Lizaso, Universidad de Alicante
Paula Sanchez Zulueta, COB-IEO
Javier Sanz, Presidente de la Autoridad Portuaria de Baleares
Marina Sanz-Martín, COB-IEO
Adriana Tuduri, UIB
José María Valencia Cruz LIMIA-IRFAP-CAIB
María Valls Mir, COB-IEO
Mario Vizcarro , Gerente OPP laRàpita

El nuevo Estándar MSC de pesquerías y los retos de la certificación en el Mediterráneo

Agujetas, Julio

Marine Stewardship Council (MSC)

La certificación de Marine Stewardship Council (MSC), en base a sus estándares para la sostenibilidad medioambiental de productos procedentes de la pesca, ha sido reconocida por Naciones Unidas como marco para evaluar de forma científica los esfuerzos dirigidos a revertir la pérdida de biodiversidad a nivel global. Durante la Conferencia de Naciones Unidas sobre Biodiversidad (COP 15), celebrada en Montreal en 2022, se incluyeron los datos sobre capturas y cadenas de suministro certificadas por MSC como dos de los indicadores oficiales dentro del Marco Global de Biodiversidad Kunming-Montreal¹. De este modo, la certificación MSC proporciona a empresas y gobiernos un programa creíble para cuantificar el impacto de sus iniciativas por salvaguardar la vida en los océanos.

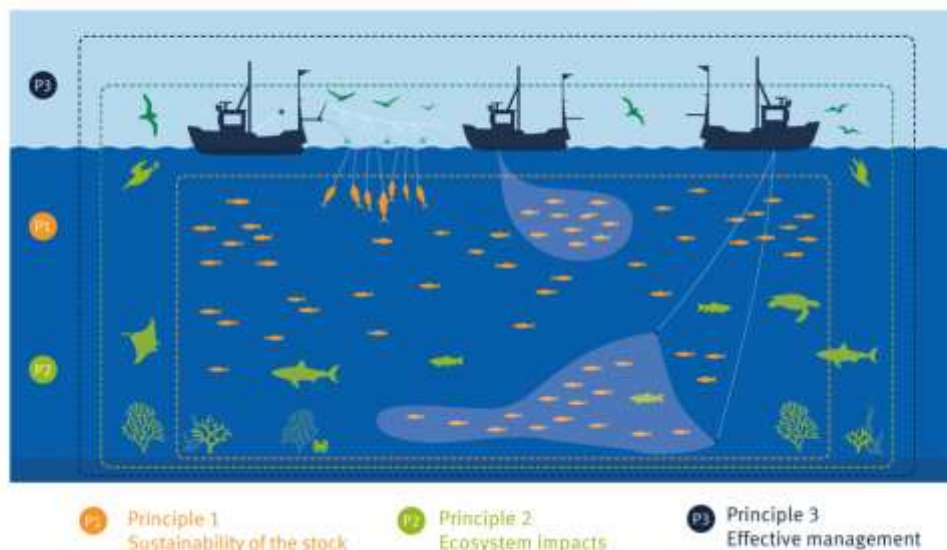
El Estándar MSC de Pesquerías

Dentro de dicho programa, el Estándar MSC de Pesquerías es el componente esencial frente a la cual se evalúa el desempeño medioambiental de una pesquería dada. Este proceso de evaluación es el que determinará si, finalmente, la pesquería es o no apta para la certificación. El estándar, desarrollado en base al Código de Conducta para la Pesca Responsable de FAO² y creado en 1998, es también una herramienta ampliamente utilizada en procesos de mejora pesquera para identificar carencias en cuanto a sostenibilidad. En estos casos, el estándar se utiliza como mecanismo para definir planes integrales de mejora medioambiental, de gestión y/o gobernanza, no siempre enfocados en lograr la certificación al final del proceso.

¹ Conferencia de las Partes en el Convenio sobre la diversidad Biológica (COP 15, 2022). Decisión 15/5 – Marco de seguimiento para el Marco de Biodiversidad Kunming-Montreal.

² Food and Agriculture Organization. (1995). Code of conduct for responsible fisheries (Rome).

ESTÁNDAR MSC DE PESQUERÍAS



El estándar está compuesto por tres principios fundamentales. El Principio 1 (“Sostenibilidad de la población”) busca garantizar que la actividad pesquera sobre la especie objetivo se realiza sin sobreexplotar su población, permitiendo la continuidad de la pesca de manera indefinida. El Principio 2 (“Impactos ecosistémicos”) establece el requisito de que las operaciones pesqueras estén gestionadas de manera que se mantenga la estructura, productividad, función y diversidad del ecosistema del que depende la pesquería. Esto incluye otras especies, los hábitats, así como el ecosistema general. Finalmente, el Principio 3 (“Gestión eficaz”) considera que las pesquerías han de contar con un sistema de gestión eficaz en funcionamiento y cumplir con toda la normativa relevante a nivel local, nacional e internacional.

Asimismo, cada principio se articula en una serie de indicadores de comportamiento, hasta un total de 28 en la versión anterior del estándar, que, a su vez, se dividen en varios aspectos de puntuación. Estos indicadores y aspectos de puntuación son las unidades frente a las cuales se evalúa la pesquería, para establecer su nivel de desempeño relativo a sostenibilidad medioambiental.

La revisión del estándar

Siguiendo lo prescrito en las directrices de FAO para el ecoetiquetado³, el Estándar MSC de Pesquerías se revisa cada cinco años, con el fin de garantizar su mejora regular y la incorporación de la mejor ciencia disponible. Los objetivos establecidos en cada proceso de revisión recogen tanto prioridades de la propia organización, como cuestiones planteadas por las partes interesadas durante revisiones anteriores, así como otras problemáticas

³ Food and Agriculture Organization. (2011). Guidelines for the ecolabelling of fish and fishery products from inland capture fisheries.

identificadas, que requieren ser estudiadas para velar por que el programa siga permitiendo alcanzar la visión y misión de MSC.

El proceso para el desarrollo normativo de MSC está diseñado en torno a una cantidad significativa de interacciones con partes interesadas, con el fin de recoger comentarios y opiniones sobre distintas opciones. Dichos aportes se integran dentro del proceso de desarrollo normativo, junto a evidencia científica, resultados de investigaciones, así como recomendaciones provenientes de órganos de gobierno, para formular una serie de propuestas de revisión. El último proceso de revisión ha permitido actualizar partes del estándar y clarificar otras. A continuación, se describen los objetivos principales de la mencionada revisión:

- Reducir la complejidad del estándar, con el fin de eliminar barreras para las nuevas pesquerías que buscan certificarse y facilitar la retención de aquellas que están dentro del programa en la actualidad.
- Aumentar la relevancia y accesibilidad del estándar para pesquerías en todo tipo de contextos nacionales y socioeconómicos, para grandes ecosistemas marinos prioritarios, así como para especies altamente prioritarias.
- Mejorar la recogida de datos, con el fin de permitir un seguimiento y evaluación rigurosos, así como mejorar la toma de decisiones basada en evidencias.
- Incrementar la credibilidad y legitimidad del programa, abordando cuestiones surgidas a partir de la aplicación de la versión anterior del estándar (versión 2.0).
- Incorporar al estándar, de manera acorde con la normativa de MSC, el conocimiento científico y las prácticas en gestión pesquera más avanzados.

Este proceso ha buscado un equilibrio entre profundizar en las exigencias de sostenibilidad, incrementando los requisitos para el desempeño medioambiental de las pesquerías en aspectos clave, y mantener o mejorar su relevancia y accesibilidad para todo tipo de pesquerías. Se trata de la revisión del Estándar MSC de Pesquerías más exhaustiva y extendida en el tiempo hasta la fecha. Iniciada en 2018, ésta ha incluido 16 proyectos agrupados en torno a tres líneas de trabajo: la eficiencia, la eficacia y la evolución del estándar. Durante el periodo de revisión, se realizaron numerosos talleres y conferencias virtuales, en los que participaron más de 350 personas. Asimismo, se recibieron contribuciones por parte de 275 organizaciones procedentes de 46 países, que incluyeron informes de expertos y respuestas a cuestionarios de consulta. Finalmente, en junio de 2022, la Junta Directiva de MSC aprobó la nueva versión del Estándar MSC de Pesquerías (versión 3.0).



De entre todos los cambios realizados en la versión 3.0, a continuación se ofrece un breve resumen de aquellos con un interés potencial para pesquerías mediterráneas.

Especies en peligro, amenazadas o protegidas

Los requisitos para las especies en peligro, amenazadas o protegidas (PAP; o ETP, por sus siglas en inglés) han recibido una atención especial durante este proceso de revisión. Los nuevos avances incluyen:

- Un nuevo sistema de clasificación que garantiza una designación de especies PAP más homogénea y objetiva, así como un enfoque más precautorio a la hora de evaluar tiburones.
- Con relación a las especies PAP, la definición de tiburones se ha ampliado para incluir a todos los condriktios.
- Más especies, incluyendo todos los mamíferos marinos, aves, anfibios y reptiles (especies fuera del ámbito de la certificación MSC), están sujetas automáticamente a los nuevos requisitos, que confieren una mayor protección.
- Las pesquerías han de demostrar que están reduciendo sus impactos sobre estas especies a través de la aplicación de medidas de gestión basadas en las mejores prácticas.
- A la hora de evaluar el impacto de las pesquerías sobre la recuperación de las especies PAP, se ha de considerar el concepto de “estado favorable de conservación”, es decir, si la población de la especie puede recuperarse al 50%, como mínimo, de su nivel previo a la actividad pesquera en tres generaciones o 100 años, lo que se dé antes.

Pérdida del arte y pesca fantasma

Se establecen requisitos más estrictos para prevenir la pérdida de artes de pesca, así como para reducir el impacto de la pesca fantasma. De este modo, a partir de ahora, las pesquerías

han de poner en práctica estrategias de gestión eficaces para lograrlo, lo que también incluye a los dispositivos agregadores de peces (FAD, por sus siglas en inglés). Se ha de llevar a cabo un seguimiento de los artes perdidos, aplicar programas de marcado y recuperación, demostrar que las pérdidas tienen un bajo impacto, así como realizar las modificaciones pertinentes en el arte.

Hábitats

MSC ha clarificado sus requisitos y directrices, con el fin de garantizar que los impactos de las pesquerías sobre los hábitats son evaluados de una manera más precisa y homogénea. A partir de este momento, los hábitats pasarán a clasificarse como “más sensibles” y “menos sensibles”, dependiendo del tiempo que necesitarían para recuperarse de los impactos de la pesca. Los hábitats “más sensibles” son aquellos que no podrían recuperar un 80%, al menos, de su estructura y función previas a la actividad pesquera, si esta cesara por completo. Estos términos reemplazan a los anteriormente utilizados de “ecosistema marino vulnerable” y “hábitat comúnmente encontrado”. Las pesquerías van a seguir necesitando demostrar que cuentan con un sistema de gestión apropiado y precautorio en vigor, que establece como se van a gestionar y mitigar los impactos sobre hábitats sensibles, en caso de interaccionar con ellos. Asimismo, se ha incorporado una nueva herramienta para cuantificar mejor los impactos de las pesquerías sobre los hábitats bentónicos. La herramienta, denominada *Benthic Impacts Tool*⁴, emplea modelos basados en investigaciones empíricas para calcular el impacto de las artes de arrastre de fondo y ofrecer proyecciones sobre escenarios de recuperación para los hábitats.

Marco de requisitos de información

Uno de los aspectos más significativos de la nueva versión del estándar es la introducción del “marco de requisitos de información” (ERF, por sus siglas en inglés). Este marco proporciona un método integral para evaluar la calidad y precisión de la información empleada para determinar si una pesquería es sostenible y bien gestionada. Los evaluadores han de valorar los pros y contras del sistema de seguimiento de la pesquería, para determinar la exactitud de la información que proporciona. Esto incluye el método utilizado para la recogida de información, la magnitud de la actividad de la pesquería sujeta a seguimiento, así como la forma en la que dicha información se comunica a los equipos evaluadores. Los nuevos requisitos garantizan que los niveles de observación independiente son realistas para todas las pesquerías, en particular para aquellas que emplean pequeñas embarcaciones que no pueden acomodar con facilidad observadores a bordo. Al mismo tiempo, se eleva el listón para otras pesquerías de mayor riesgo, como las que capturan atunes desde embarcaciones de cerco y palangre en alta mar. Para este tipo de pesquerías, gestionadas a través de Organizaciones Regionales de Ordenación Pesquera, se ha establecido el requisito de contar con observaciones independientes para, al menos, un 30% de sus operaciones pesqueras al año.

Plazos

⁴ MSC Benthic Impacts Tool User Manual v1.0 (2022)

La versión final del Estándar MSC de Pesquerías v3.0 se hizo pública el 26 de octubre de 2022, siendo la versión que ha de ser utilizada para evaluar todas aquellas pesquerías que busquen certificarse a partir del 1 de mayo de 2023. Las pesquerías incluidas en el programa antes de esa fecha cuentan con un periodo de varios años para realizar su transición al nuevo estándar. Finalmente, todas las pesquerías incluidas en el programa de certificación MSC deben haber sido evaluadas en base a la versión 3.0 a fecha del 1 de noviembre de 2028.

Retos de la certificación MSC en el Mediterráneo

En la actualidad, las pesquerías involucradas en el programa de MSC⁵ representan un total de capturas de 15,67 millones de toneladas. Es decir, casi el 20% de las capturas pesqueras registradas por FAO a nivel mundial están vinculadas a dicho programa.

Sin embargo, en el mar Mediterráneo sólo existen tres pesquerías certificadas hasta la fecha, que, en conjunto, apenas representan 2.400 toneladas. La primera en lograr este reconocimiento fue una pesquería de chirla situada en el Adriático, certificada en 2018. Después, en 2020, le siguió la pesquería de atún rojo de SATHOAN en Francia y, en 2022, la pesquería también de atún rojo de la empresa española JC Mackintosh, que opera en aguas del estrecho.

Desde 2015, el proyecto Medfish colabora con otras pesquerías y actores clave del Mediterráneo, con el objetivo de apoyar la transición de la pesca en este mar hacia prácticas más sostenibles. Si bien el proyecto ha tenido, hasta el momento, éxito a la hora de promover la colaboración de flotas e institutos de investigación para definir y ejecutar proyectos dirigidos a la mejora de la información existente sobre diversas pesquerías, aún resta mucho trabajo por hacer. El desarrollo de estrategias de captura que integren la evidencia científica disponible y respondan, así, al estado de las poblaciones, para alcanzar objetivos de gestión bien definidos y cuantificables, es un aspecto clave si el propósito es el de llevar a más pesquerías mediterráneas hasta los niveles de buenas prácticas definidos por el Estándar MSC de pesquerías.

⁵ Aquellas certificadas o dentro de un proceso de evaluación formal de MSC.

ICATMAR. Retos y planificación

Laura Recasens y Joan B. Company^{1,2}

¹Institut Català de Recerca per a la Governança del Mar (ICATMAR), Passeig Marítim de la Barceloneta 37-49, 08003 Barcelona, Catalunya, Spain.

²Institut de Ciències del Mar (ICM-CSIC), Passeig Marítim de la Barceloneta 37-49, 08003 Barcelona, Catalunya, Spain.

En el marco de la Estrategia Marítima de Cataluña promovida por la Direcció General de Pesca Sostenible del Departament d'Acció Climàtica de la Generalitat de Catalunya, en 2017 surge ICATMAR (Institut Català de Recerca per a la Governança del Mar), órgano de cooperación entre la Generalitat de Catalunya y el Instituto de Ciencias del Mar (ICM-CSIC) como una necesidad de tener datos propios y precisos del ámbito marino (DOGC, 7362, CVE-DOGC-A-17122116-2017).

A raíz de las colaboraciones establecidas desde hace años entre la Direcció General de Pesca y el ICM, ICATMAR desarrolla a partir de 2018 el Servicio de Asesoramiento en Pesca (SAP), basado en el seguimiento de los datos pesqueros. Se incide tanto en la Pesca Comercial como en la Recreativa (Figura 1).

A partir de 2023, se empieza a desarrollar el Servicio de Oceanografía Operacional (SOCAT) que incorpora la Observación costera y la Predicción Oceánica. En una primera fase se empieza a implementar una red de radares costeros desde Cap de Creus al Norte hacia el Sur, abarcando todo el territorio catalán. Este servicio se irá estructurando y desarrollando en los próximos años.



Figura 1. Estructura organizativa y funcional de ICATMAR.

En cuanto al Servicio de Asesoramiento en Pesca, éste se traduce en un seguimiento de las capturas de la flota y la obtención de datos biológicos sobre las principales especies comerciales mediante un programa de muestreo con embarques en las diferentes flotas (arrastre, cerco y artes menores), con voluntad de tener datos continuos. Como resultado del

programa de muestreo y seguimiento, en la actualidad se han presentado distintos informes a nivel de Cataluña que tratan distintos aspectos (capturas, seguimiento pesquero y evaluación, pesca recreativa, socioeconomía, basura marina,...), todos ellos disponibles en el espacio ICATMAR habilitado en la web de la Generalitat de Catalunya:

(https://agricultura.gencat.cat/ca/departament/dar_plans_programes_sectorials/politica-maritima/icatmar) , y se está llevando una importante tarea a nivel de formación en el ámbito pesquero con la presentación y defensa de distintos trabajos de final de grado, de final de máster, prácticas de Universidad, etc.

En cuanto a la pesca comercial, en el informe anual de capturas se comparan los datos del último año con el anterior y se aportan datos sobre la flota, capturas e ingresos económicos, las especies más capturadas, así como un análisis de cada una de las lonjas catalanas (Figura 2).

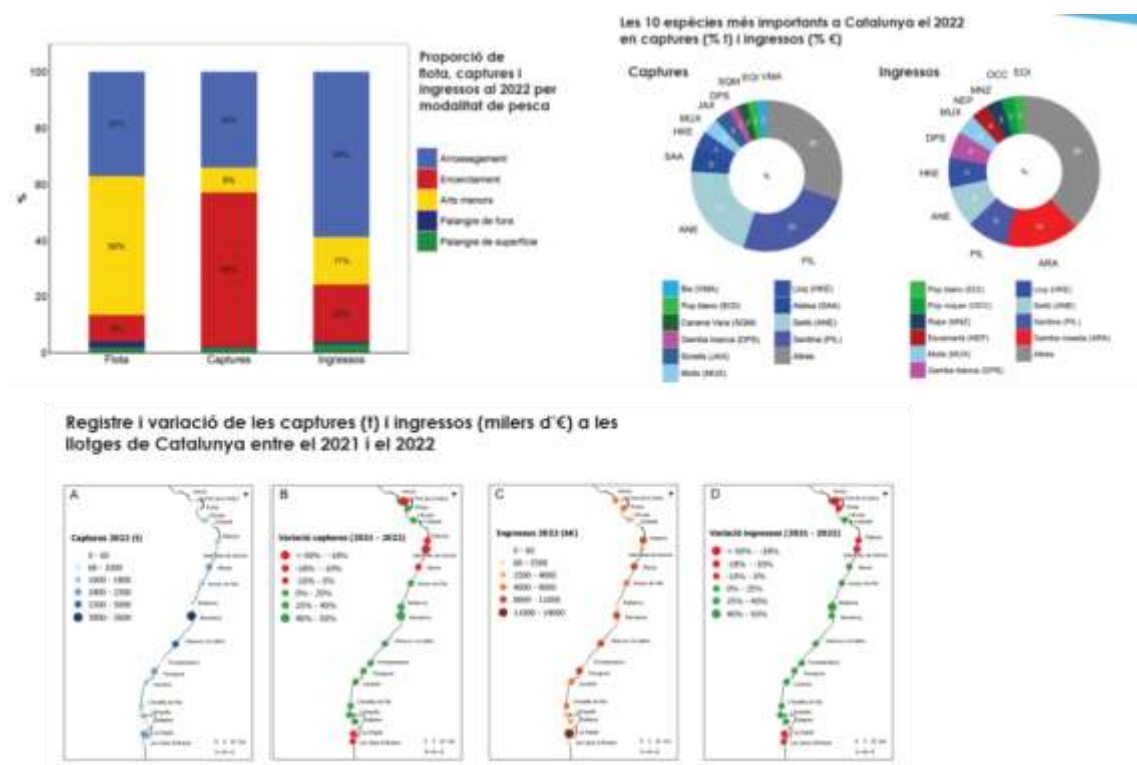


Figura 2. Resultados del informe anual de evolución de las capturas y precios de venta del sector pesquero en Cataluña (2021-2022).

El seguimiento biológico se traduce también en unos informes anuales que recogen, por una parte el monitoreo realizado durante el año (Figura 3), y por otra los resultados del mismo a nivel de distribución de capturas, esfuerzo y rendimiento económico (Figura 4).

Asimismo se aportan resultados sobre la composición de las capturas a nivel de especies comerciales, descarte y restos (Figura 5), y se realiza un seguimiento de distintos aspectos de la biología de las especies objetivo (crecimiento, reproducción, etc) (Figura 6).

Los datos obtenidos con el seguimiento, se utilizan para realizar una evaluación de los stocks pesqueros de las principales especies comerciales, que se relacionan en un segundo informe anual del estado de las pesquerías, aplicando modelos tipo DATAPOOR (LBPR, LBSPR, LIM) (Figura 7).

Finalmente, y en base a los resultados obtenidos en los dos anteriores informes y en los trabajos “ad hoc” realizados, se elabora un informe anual de Recomendaciones sobre las pesquerías de la zona de Cataluña, destinado a las distintas administraciones.

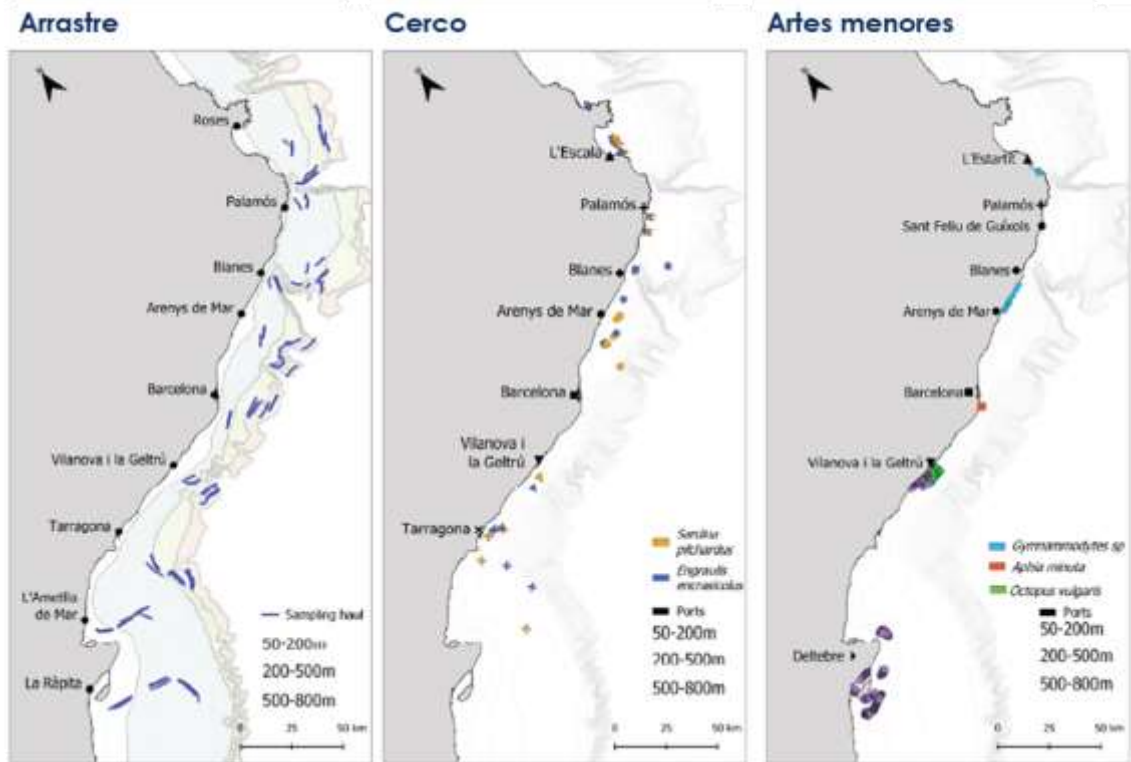


Figura 3. Pescas realizadas durante el año 2021 en el monitoreo de ICATMAR, según los distintos artes de pesca.

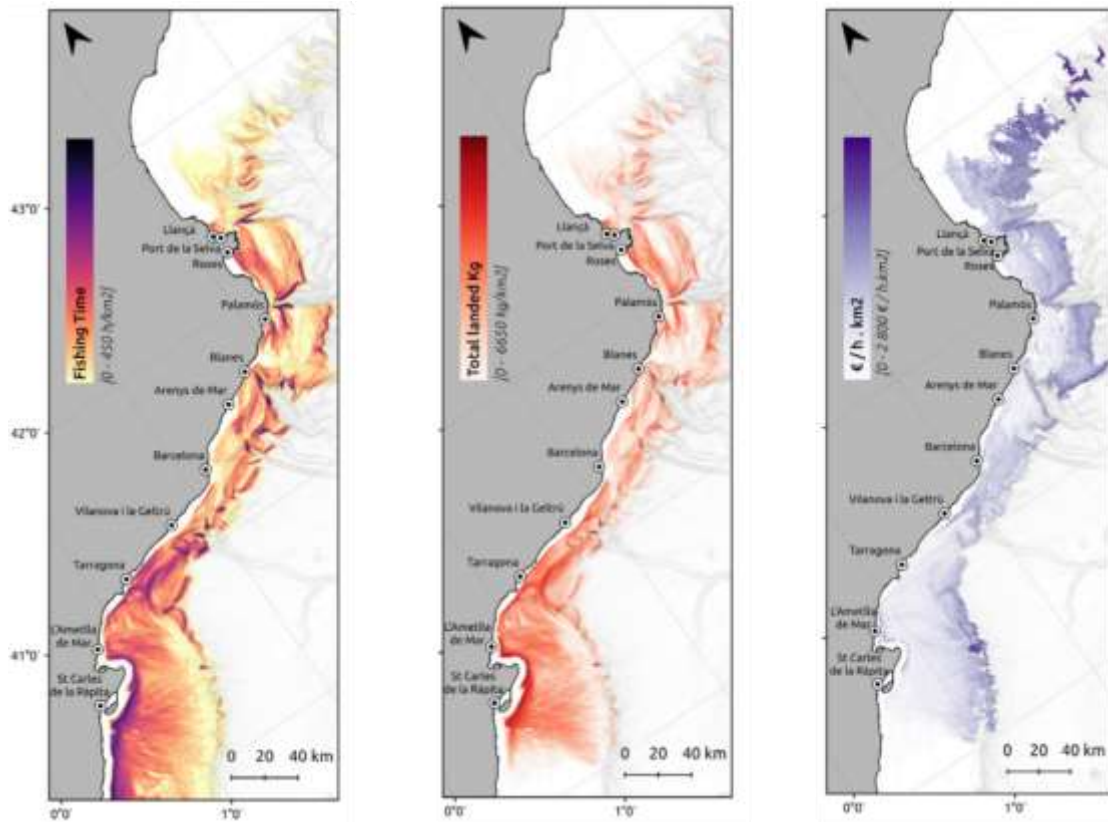


Figura 4. Distribución del esfuerzo pesquero, capturas y rendimiento económico en los caladeros de pesca de la costa catalana durante el año 2021.

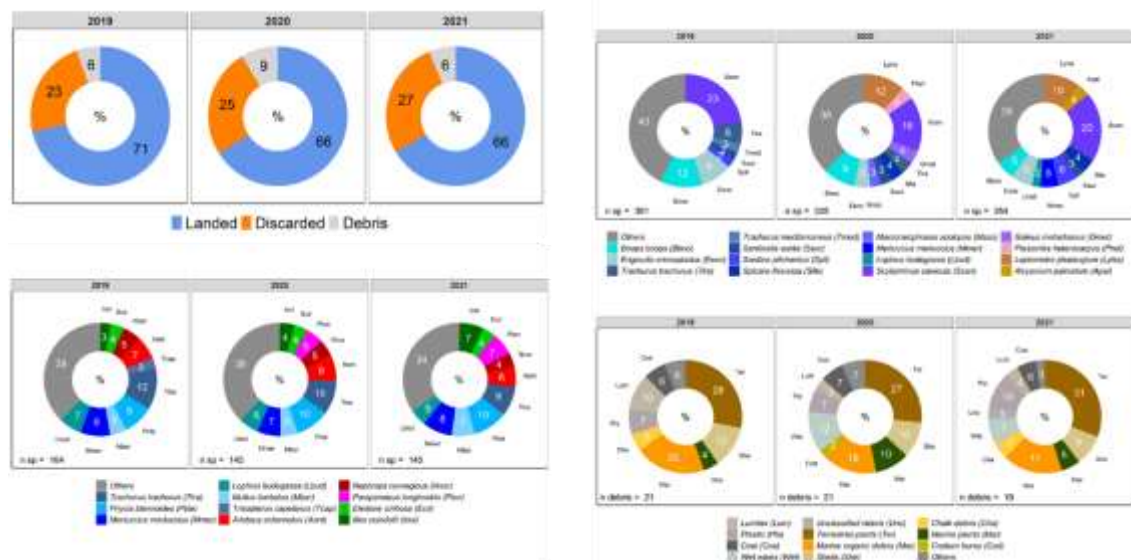


Figura 5. Composición de las capturas en las fracciones comercial, descarte y restos en el año 2021.

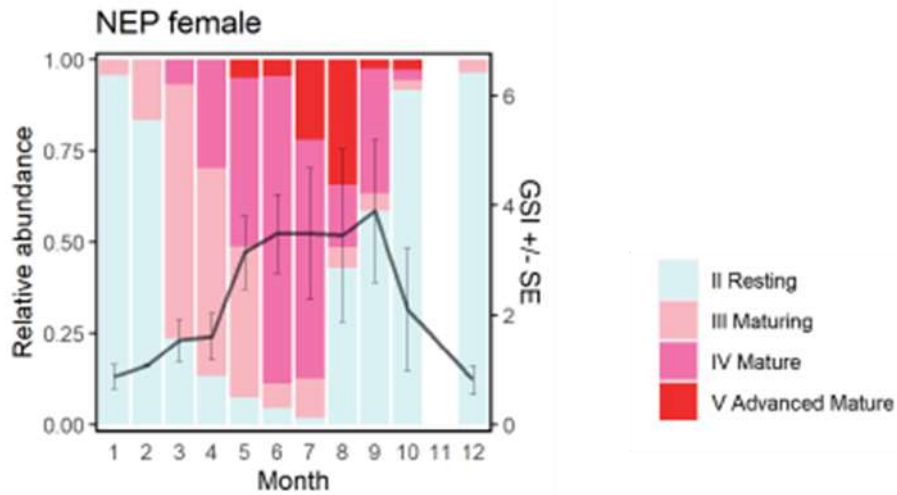
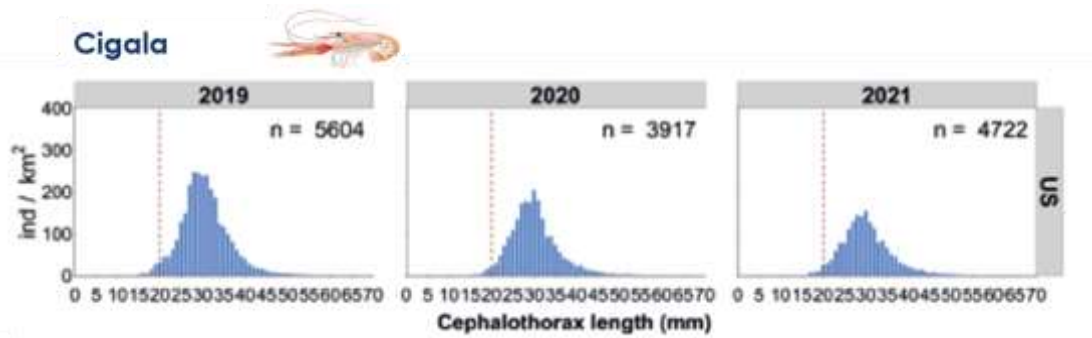


Figura 6. Resultados biológicos obtenidos para la cigala, demografía y ciclo reproductor el año 2021.

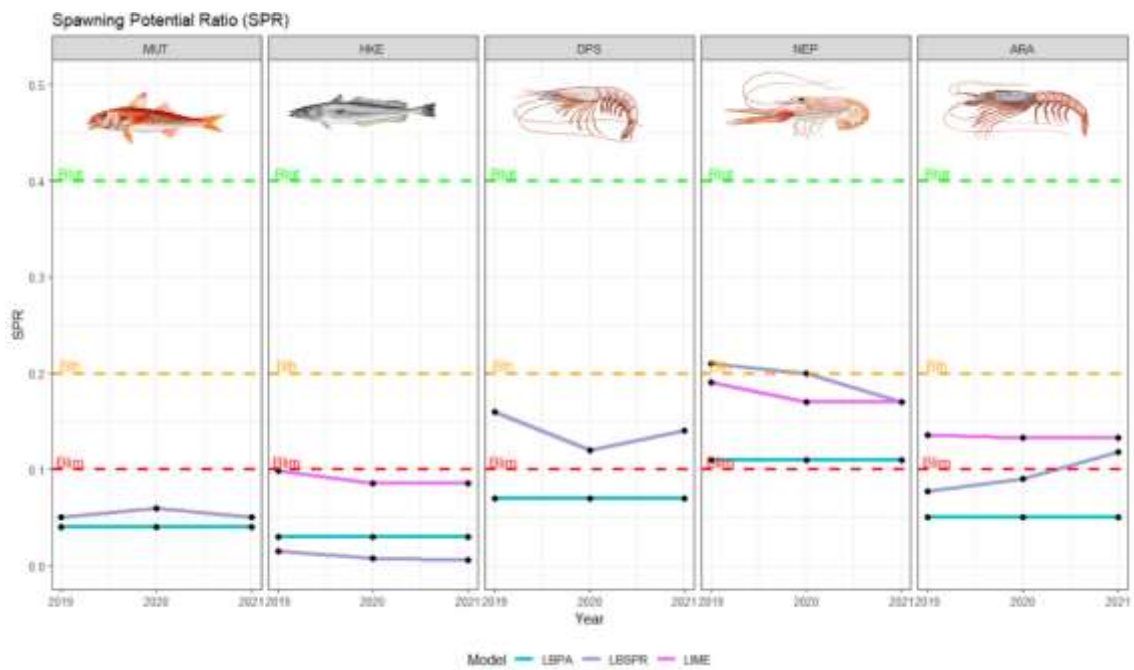


Figura 7. Resultados de la evaluación de los stocks de las principales especies comerciales el año 2021.

En lo que respecta a la pesca recreativa, se elabora igualmente un informe anual, que combina las dos fuentes de datos (encuestas telemáticas y trabajo de campo) (Figura 8).

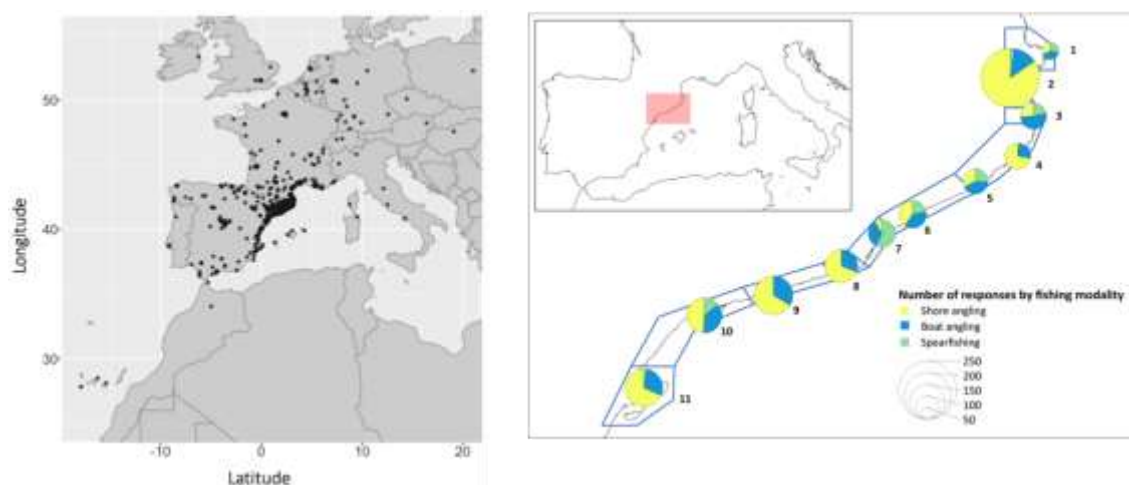


Figura 8. Pesca recreativa. Resultados del muestreo “on line” y “on site” sobre la procedencia y la tipología del pescador recreativo obtenida a lo largo de 2021 para la costa catalana.

Paralelamente a los informes anuales, se elaboran también informes sobre temas específicos, que varían según las necesidades del sector y/o la administración. A título de ejemplo, durante el año 2023 se han realizado los siguientes informes:

- Consideraciones sobre el impacto de los artes de pesca de arrastre de fondo en el norte de la GSA6 (Noroeste del Mediterráneo)
- Report on the economic impact of eventual restrictions on bottom trawling from 600 m depth in the Northern GSA6
- Spatial WMMAP fishing closures effectiveness in GSA6
- Observaciones de carácter biológico y ecológico sobre las medidas de gestión de la orden APA/852/2023 en la GSA6

En el ámbito propiamente científico, los resultados obtenidos se traducen también en la participación en distintos congresos nacionales e internacionales (ASLO, Taller Pesca Artesanal, Congreso Pesca Recreativa Australia, Foro Científico de la Pesca española en el Mediterráneo, entre otros), y a publicar artículos en diversas revistas científicas de impacto, algunos de ellos ya aceptados y publicados en revistas científicas (Blanco et al, 2023) y otros enviados o en preparación. Asimismo, dentro del ámbito ICATMAR, se están empezando a desarrollar algunas tesis doctorales.

La vocación científica también nos lleva a participar en los distintos foros de discusión científica como el Foro de la Pesca, y también los grupos de trabajo del STECF y CGPM-FAO.

Asimismo, se transfieren los resultados científicos al sector pesquero a través de la participación en los distintos comités de cogestión y reuniones ad-hoc con las Cofradías de pescadores, OPPs pesqueras, etc. En este sentido es importante incidir en particular en los comités de cogestión pesquera en los que participan por igual Sectores Pesquero, Comunidad científica, Administración y Sociedad Civil (ONGs et al) (Figura 9).



Figura 9. Comités de Cogestión pesquera en Cataluña.

Actualmente, se está trabajando en un espacio WEB propio para poder realizar esta transferencia de resultados. Este espacio WEB contará no solamente con la contribución del Servicio de Asesoramiento en Pesca, sino también con el Servicio de Ocenografía Operacional, que se está desarrollando y que aportará datos sobre el medio físico en tiempo real (temperatura del agua del mar, corrientes, ...): www.icatmar.cat.

REFERENCIAS

2023. Blanco, M., Nos, D., Lombarte, A., Recasens, L., Company, J.B. Characterization of discards along a wide bathymetric range from a trawl fishery in the NW Mediterranean. *Fisheries Research* 258: 106552. doi.org/10.1016/j.fishres.2022.106552

https://agricultura.gencat.cat/ca/departament/dar_plans_programes_sectorials/politica-maritima/icatmar

www.icatmar.cat

Seguimiento de las poblaciones de cefalópodos de interés pesquero en la costa catalana

Alberto Rico^{1,2}, Xènia Puigcerver^{1,2}, Ricardo Santos^{1,2}

1Institut Català de Recerca per a la Governança del Mar (ICATMAR), Passeig Marítim de la Barceloneta 37-49, 08003 Barcelona, Catalunya, Spain.

2Institut de Ciències del Mar (ICM-CSIC), Passeig Marítim de la Barceloneta 37-49, 08003 Barcelona, Catalunya, Spain.

Desde ICATMAR, el seguimiento de la pesca de la costa catalana se divide entre la recreativa y la comercial (Figura 1).



Figura 1. Estructura del seguimiento de la pesca de ICATMAR

En referencia a la pesca comercial, el estudio se enfoca en la pesca de arrastre, cerco y artes menores. Mediante el seguimiento de la biología, distribución espacial, áreas marinas protegidas, indicadores socioeconómicos y *stock assessment* se pretende evaluar el estado de las principales especies comerciales de la costa catalana (Figura 2).

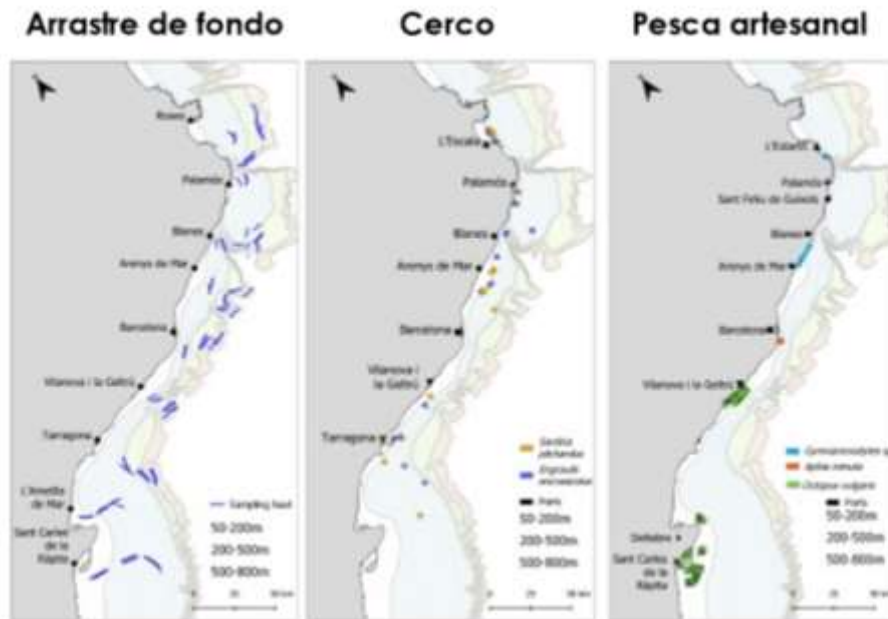


Figura 2. Artes de pesca contempladas en el seguimiento

Más específicamente, el análisis de las poblaciones de cefalópodos se enfoca en la pesca de arrastre y las diferentes modalidades de artes menores. Las especies objetivo de nuestro programa son: el pulpo común (*Octopus vulgaris*), la sepia común (*Sepia officinalis*) y el pulpo blanco (*Eledone cirrhosa*).

El monitoreo de arrastre se realiza de manera trimestral dividiendo la costa catalana en tres zonas: Norte, centro y sur. Durante el embarque se toman datos tanto espaciales mediante GPS durante las pescas como variables ambientales, profundidad y características del arte utilizada (anchura de boca, luz de malla o velocidad). A través de la pesca de arrastre se analiza la población del pulpo blanco (*Eledone cirrhosa*).

El muestreo del pulpo blanco se divide en dos fases. La primera, desarrollada a bordo de los barcos pesqueros, consiste en la recogida de los individuos que aparezcan en cada pesca teniendo en cuenta el número de individuos para valorar si hay que realizar una submuestra o coger todos los especímenes que aparezcan. Por lo general, se recogen un mínimo de 25 individuos.

La siguiente fase del muestreo se centra en la toma de parámetros biológicos en el laboratorio. Dentro de estos parámetros se toman tanto medidas biométricas, talla del manto y el peso total, como otros datos reproductivos (madurez sexual y espermatóforos) a través de la disección de los individuos.

Dentro de los resultados que obtenemos se encuentra la estructura de las capturas de pulpo blanco a lo largo de la costa catalana, así como su distribución batimétrica. Además, mediante los datos biométricos hemos podido evaluar la estratificación de esta especie, la cual se concentra mayoritariamente entre la plataforma continental y el talud superior (entre 100 y 300 m) de profundidad como podemos observar en la distribución de frecuencias de talla por

estrato y año. Dentro de la distribución temporal podemos observar un ligero descenso de la biomasa desde 2019 hasta 2021 (Figura 3).

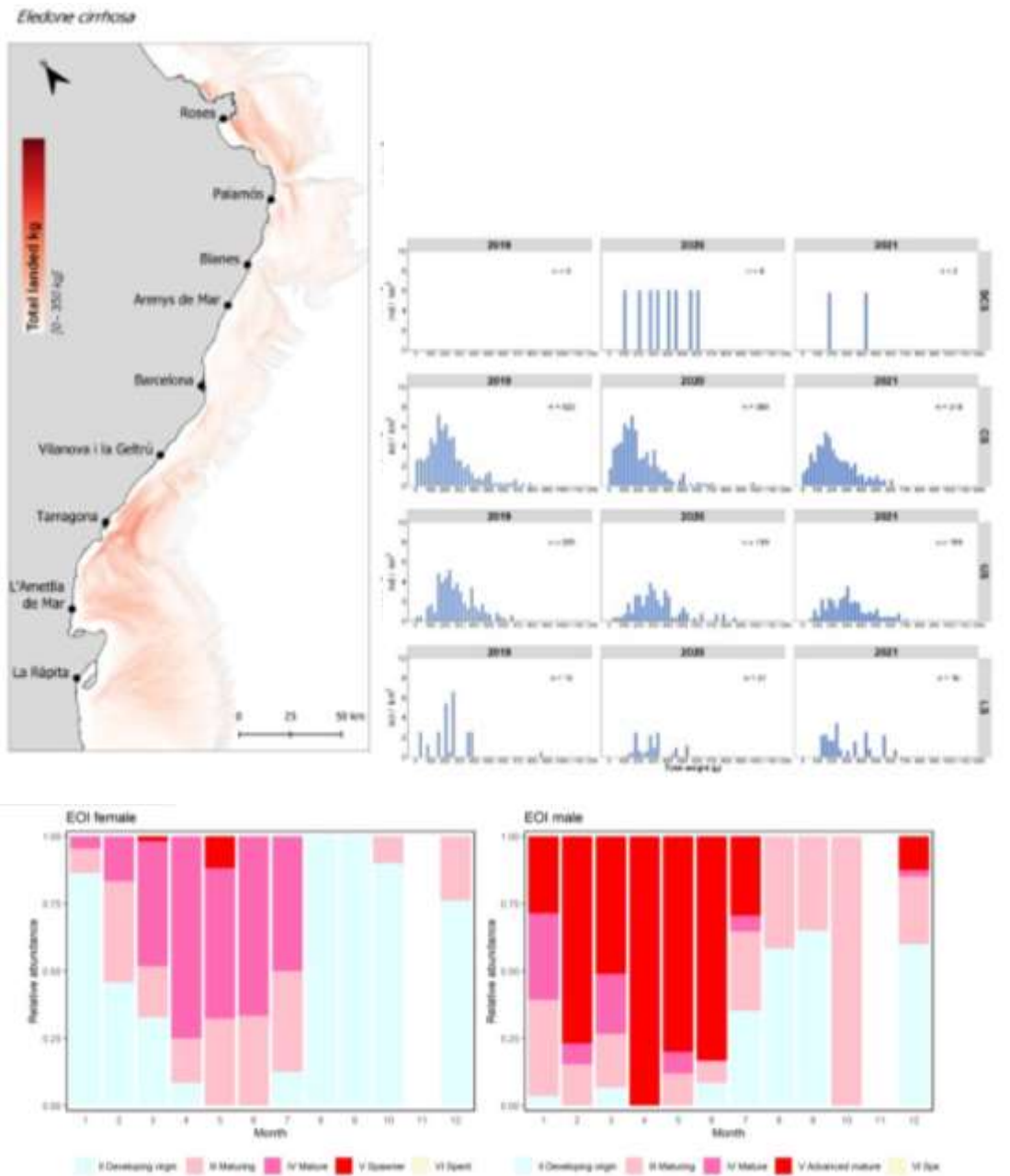


Figura 3. Distribución espacial, frecuencias de tallas y ciclo reproductivo de pulpo blanco (*Eledone cirrosa*)

A partir de los datos biológicos se ha realizado la distribución temporal de estadios de madurez sexual con el objetivo de observar el ciclo reproductivo de la especie comparando sexos para analizar posibles diferencias. Tanto en hembras como machos se aprecia un pico de los individuos maduros a finales de primavera e inicio de verano. En el caso de los machos este pico se adelanta a finales de inviernos debido a que maduran antes (Figura 3).

En referencia al pulpo de roca (*Octopus vulgaris*) y la sepia (*Sepia officinalis*), su seguimiento se realiza dentro del marco de la cogestión. Dicho modelo de gobernanza se basa en el

establecimiento de comités conformados por el sector pesquero, comunidad científica, administración y ONGs, con el fin de establecer medidas relacionadas con la sostenibilidad de los caladeros, los ecosistemas y las actividades pesqueras.

Actualmente, existen dos comités de cogestión del pulpo común. El comité de Cataluña central, enmarcado en Vilanova i la Geltrú, y el de las Terres de L'Ebre, que abarca desde L'Ametlla de Mar hasta Les Cases d'Alcanar.

El seguimiento se basa en muestreos semanales, en Cataluña central, y quincenales en el delta del Ebro a bordo de buques pesqueros que utilizan tanto nasas como catufos y en los que se recogen datos espaciales, del arte de pesca y biológicos, como la talla del manto, el sexo y el peso total. Tras el embarque, 30 individuos son transportados al laboratorio para su posterior disección en la que se analizan también la madurez sexual y la presencia de esperma en las hembras. Todo ello con el objetivo de determinar la estructura poblacional, el periodo de madurez y la época reproductiva.

Similar a los embarques de pesca de arrastre, durante el muestreo de pulpo se recopilan posiciones espaciales mediante el uso de GPS y la consulta del ordenador de la embarcación. En la figura 4 podemos observar la distribución de las artes caladas durante diferentes días de muestreo y en las dos zonas en las que se divide el seguimiento del pulpo del delta. Anteriormente han aparecido también imágenes de las pescas del pulpo del comité de cogestión de Cataluña central.

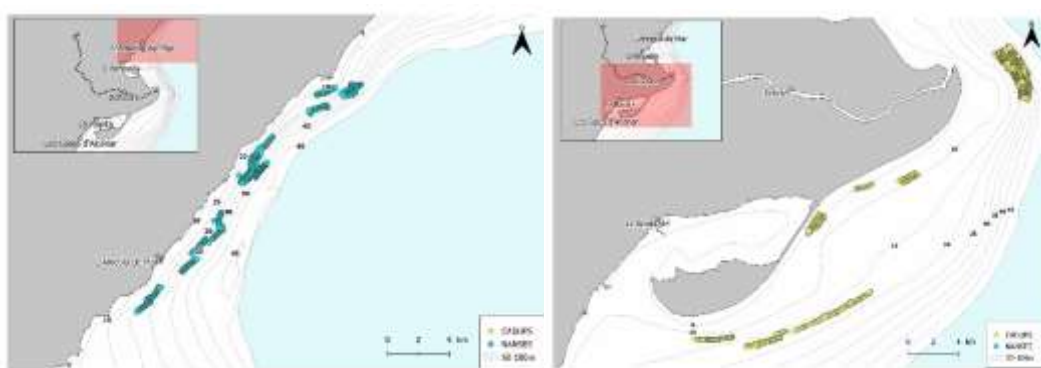


Figura 4. Distribución espacial del pulpo de roca (*Octopus vulgaris*) del comité de Terres de L'Ebre

A partir de los datos biométricos hemos elaborado la distribución temporal de tallas de los ejemplares analizados, comparando la estructura poblacional en función del arte y entre zonas (Figura 5). Por ejemplo, los individuos capturados con nasas en la zona de Cataluña central alcanzan mayores tamaños que aquellos capturados con catufos. También se ha realizado la distribución mensual de los estadios de madurez entre sexos, enfocándose en la época de mayor actividad reproductiva con el fin de asesorar a los pescadores implicados en el comité (Figura 5).

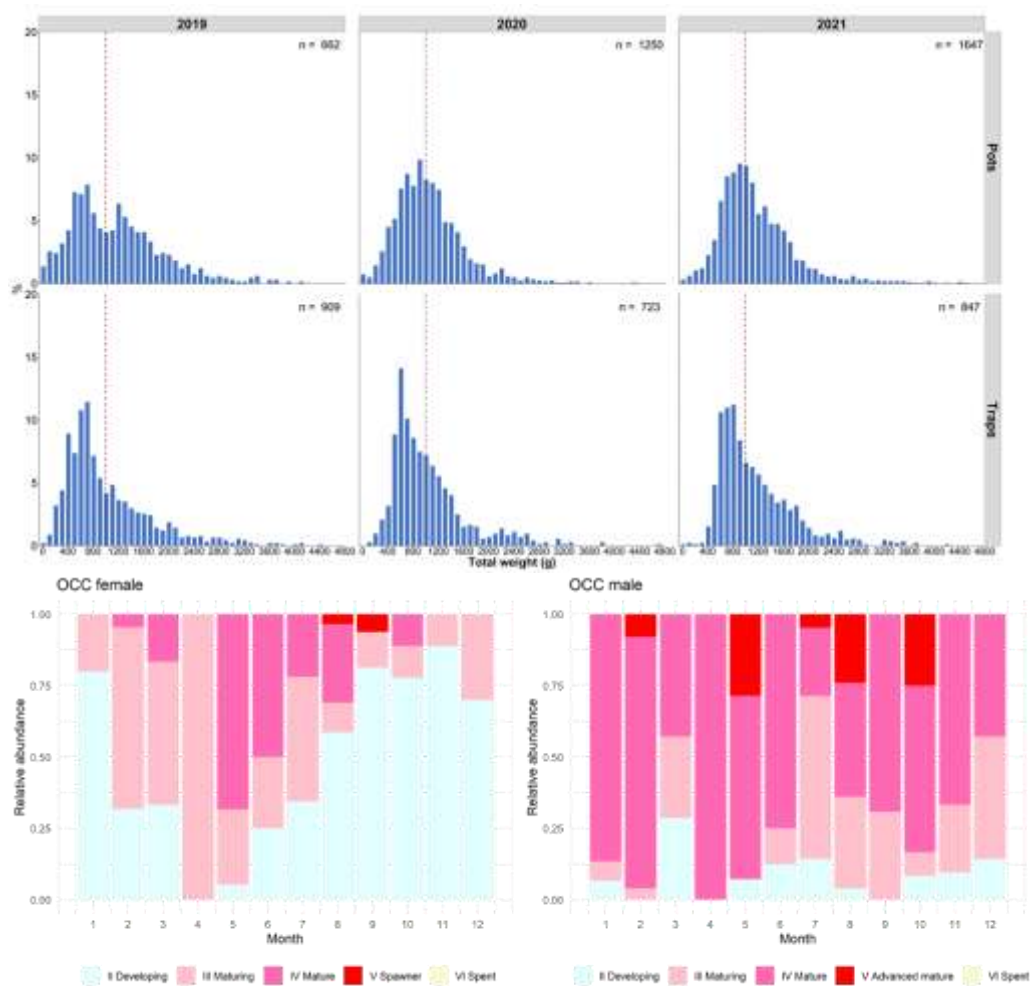


Figura 5. Frecuencias de tallas y ciclo reproductivo del pulpo de roca (*Octopus vulgaris*) del comité de Terres de L’Ebre

Con respecto a la sepia, existe un único comité de cogestión centrado en las bahías de Pals y Roses. Este comité tiene la peculiaridad de que la recogida de datos la realizan los propios pescadores. En este caso, los datos biológicos (talla, peso y sexo) se utilizan para determinar la distribución espacio-temporal de la población de sepia además de su estructura.

Actualmente tenemos datos de solo una temporada de sepia, en la que se han podido realizar 216 muestreos en los que han participado un total de 11 embarcaciones y se han analizado hasta 2504 individuos. Todo ello, en un periodo de 4 meses.

Si nos fijamos en la comparativa espacial de las capturas por unidad de esfuerzo entre artes, el trasmallo es el arte mayoritario en el ámbito del comité, acompañado de un uso de nasas más residual, el cual queda relegado al final de la temporada cuando la biomasa de sepia capturada es menor (Figura 6). Continuando con el análisis espacio-temporal, podemos observar la evolución y distribución de las CPUE a lo largo de la temporada, en la que hay un máximo de capturas entre los meses de mayo y junio, seguido de una pronunciada disminución en julio (Figura 6).

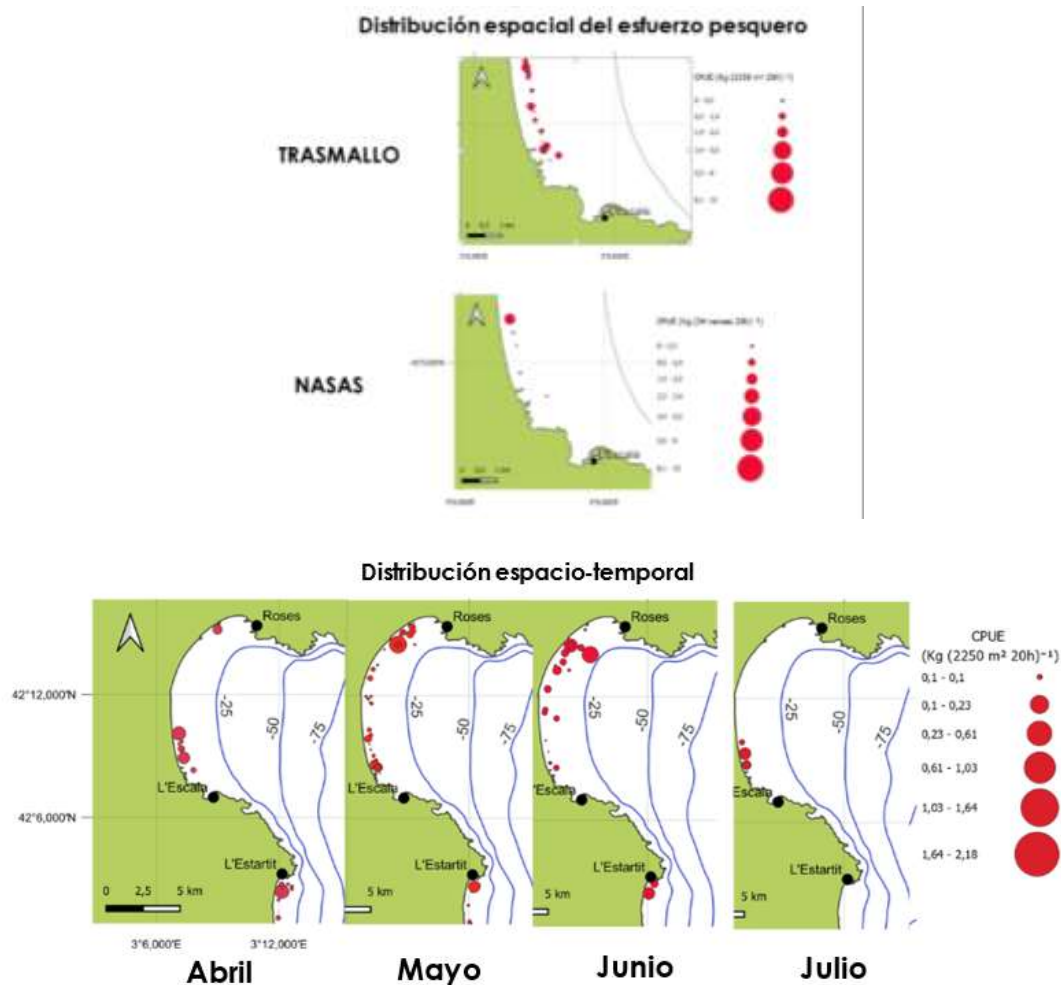


Figura 6. Distribución espacio temporal de la sepia común del comité de las bahías de Pals y Rosas

Dirigiéndonos ahora a los datos biológicos, se ha podido calcular la relación talla peso de los individuos muestreados además de compararse por sexos. Cabe destacar el buen ajuste del modelo en esta relación siendo explicados los datos en más de un 80% (Figura 7).

Por último, se ha realizado la evolución temporal de la distribución de tallas en la que podemos observar una disminución de los individuos muestreados, así como que los más pequeños aparecen al final de temporada (Figura 7).

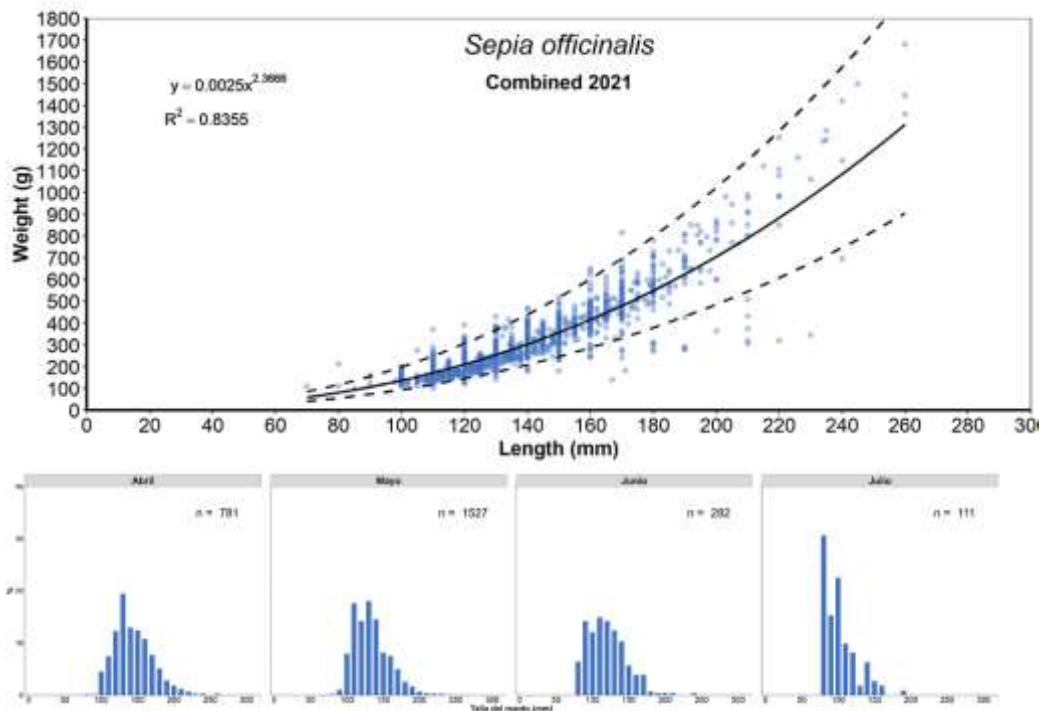


Figura 7. Relación talla-peso y distribución de frecuencias de tallas de la sepia común del comité de las bahías de Pals y Rosas

Como conclusión a este seguimiento cabe destacar la importancia del estudio de las poblaciones de cefalópodos ya que son especies comerciales de gran interés para el sector que poseen un registro histórico muy pobre hasta la fecha. Dentro del seguimiento también hay que tener en cuenta las artes menores que dentro del marco europeo actual de gestión pesquera están adquiriendo relevancia, por lo que, la figura de la cogestión para el análisis de estas artes puede resultar de mucha utilidad para futuros estudios.

Estudio y actualización de los parámetros biológicos de la merluza europea (*Merluccius merluccius*) en la costa catalana.

Marc Balcells^{1,2}, Javier Marzoa³, Alba Rojas^{1,2}, Eve Galimany^{1,2}, Antoni Lombarte^{1,2}, Joan B. Company^{1,2}, Laura Recasens^{1,2}

¹*Institut Català de Recerca per a la Governança del Mar (ICATMAR), Passeig Marítim de la Barceloneta 37-49, 08003 Barcelona, Catalunya, Spain.*

²*Institut de Ciències del Mar (ICM-CSIC), Passeig Marítim de la Barceloneta 37-49, 08003 Barcelona, Catalunya, Spain.*

³*Facultat de Ciències, Tecnologia i Enginyeries (UVIC-UCC), Carrer Laura 13, 08500 Vic, Catalunya, Spain.*

Introducción

Los stocks pesqueros de las especies demersales en el Mediterráneo se encuentran en una situación de sobreexplotación, es decir, por encima de los valores que se consideran sostenibles. La merluza europea (*Merluccius merluccius*) es una de las especies de mayor interés comercial en el mar Mediterráneo, tradicionalmente explotada por la flota pesquera de arrastre de fondo y en menor medida por los artes artesanales. En Cataluña, las series históricas de capturas de merluza a lo largo de las dos últimas décadas muestran una disminución progresiva de sus capturas (ICATMAR, 2022) debido principalmente a un elevado esfuerzo pesquero por parte de la flota de arrastre y una captura mayoritaria de juveniles de talla pequeña que, juntos, han contribuido a la sobreexplotación del recurso (Sinopoli et al., 2022). Pese a la aplicación de las nuevas medidas de gestión propuestas por la Comisión Europea a través del Multianual Plan (MAP) para las pesquerías de especies demersales del Mediterráneo occidental, el recurso sigue disminuyendo y sus parámetros poblacionales parecen seguir variando con el tiempo. El estudio y actualización de los parámetros biológicos de las especies comerciales es necesario para una correcta aplicación de los modelos de gestión pesquera y así poder ajustar la gestión al estado actual del recurso.

Objetivos

En este contexto, el objetivo de este estudio es determinar y visitar los parámetros biológicos y poblacionales de la merluza en la costa catalana a través del análisis de la estructura y composición de su población, así como de su biología reproductiva.

Material y métodos

Los datos se han obtenido del programa de monitoreo y recogida de datos de la flota pesquera comercial catalana que lleva a cabo el Instituto Catalán de Investigación para la Gobernanza del Mar (ICATMAR) desde 2019 hasta la actualidad. El área de estudio se encuentra en la costa catalana, localizada en el Mediterráneo noroccidental, incluida en la mitad norte de la subárea geográfica 6 (GSA6) donde se seleccionaron los nueve puertos pesqueros más importantes tanto a nivel de desembarques como de ingresos económicos generados (Figura 1). Los puertos se dividieron en tres zonas y cada zona se muestreó mensualmente lo que equivale a un embarque trimestral en cada puerto. Cada embarque incluía tres pescas experimentales de arrastre a distintas profundidades. En las zonas norte y centro, las pescas se realizaron en la

plataforma continental (76-200m), en el talud superior (201-500m) y en el talud inferior (501-800m). En la zona sud, los estratos de profundidad de las pescas variaron debido a su estructura geomorfológica, una mayor amplitud de la plataforma continental en esa zona hacía que la actividad pesquera se diera exclusivamente en ese estrato. Así pues, se dividió la plataforma continental en plataforma costera (<40m), plataforma mediana (40-75m) y plataforma profunda (76-200m). Cada pesca se registró mediante GPS y se calculó la profundidad media (m), la velocidad media (kn) y el tiempo efectivo de pesca (h) así como las características principales del arte. La luz de malla utilizada para todas las pescas fue la cuadrada de 40 mm en el copo. Esta información permitió calcular el área barrida por la red (km²) en cada pesca y estandarizar los datos de abundancia y biomasa de merluza. A bordo, todos los individuos de merluza capturados por las redes de arrastre se separaron en categorías y se transportaron al laboratorio. De cada categoría de merluza, se cogieron 20 individuos al azar para el análisis biológico y se tomaron datos de longitud total, peso total e eviscerado, sexo y madurez sexual y peso de gónada e hígado.

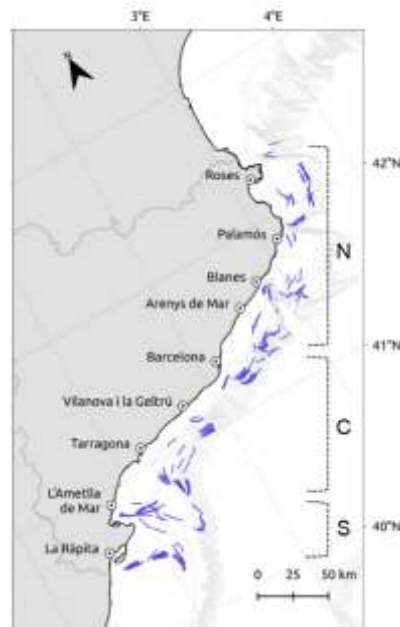


Figura 1. Mapa de la zona de estudio donde aparecen los nueve puertos principales y la localización de las pescas realizadas en cada puerto con embarcaciones pesqueras de arrastre.

Resultados

Las medidas obtenidas de las merluzas capturadas a partir de las distribuciones de tallas anuales indican una mayor abundancia de tallas pequeñas por debajo de la talla mínima de referencia a efectos de conservación (TMREC), que es de 20 cm para la merluza (Figura 2). El rango de tallas capturado va de 5 a 72 cm con unas tallas modales alrededor de 10 i 20 cm lo que corresponde a individuos juveniles que aún no han alcanzado la madurez sexual. En los

años 2019 y 2020 se observa una baja abundancia poblacional de merluza para todas las tallas en comparación con los años siguientes, cuando las abundancias son más altas, especialmente de la fracción juvenil, indicando que se podría haber dado un buen reclutamiento de la especie. Si analizamos la distribución anual de tallas por estratos de profundidad, se observa que las mayores abundancias de individuos juveniles (10-20 cm) se encuentran en los caladeros de la parte más profunda de la plataforma continental, hasta los 200 m de profundidad, mientras que su presencia es escasa en los taludes. A medida que aumenta la profundidad, la abundancia de merluza disminuye, pero las tallas capturadas son más grandes, encontrándose las abundancias más altas de ejemplares adultos en el talud continental (Figura 3).

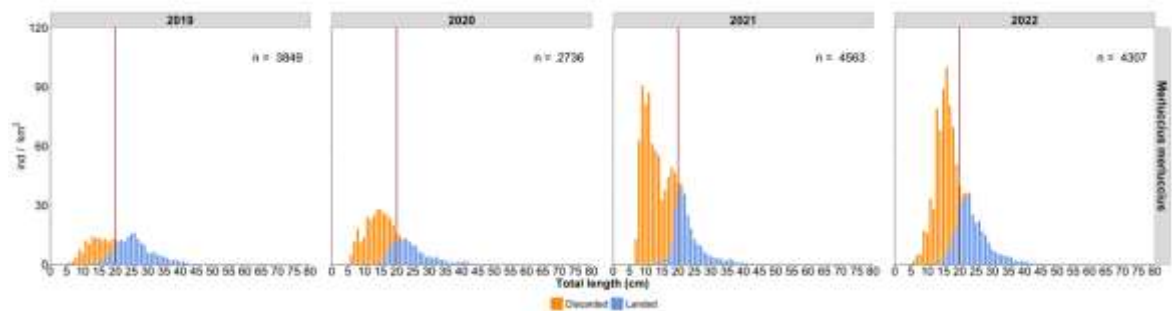


Figura 2. Distribución anual de tallas de merluza a partir de las capturas obtenidas de las pescas de arrastre. En naranja se representa la fracción descartada y en azul la fracción comercial de la captura. La línea continua roja representa la TMREC.

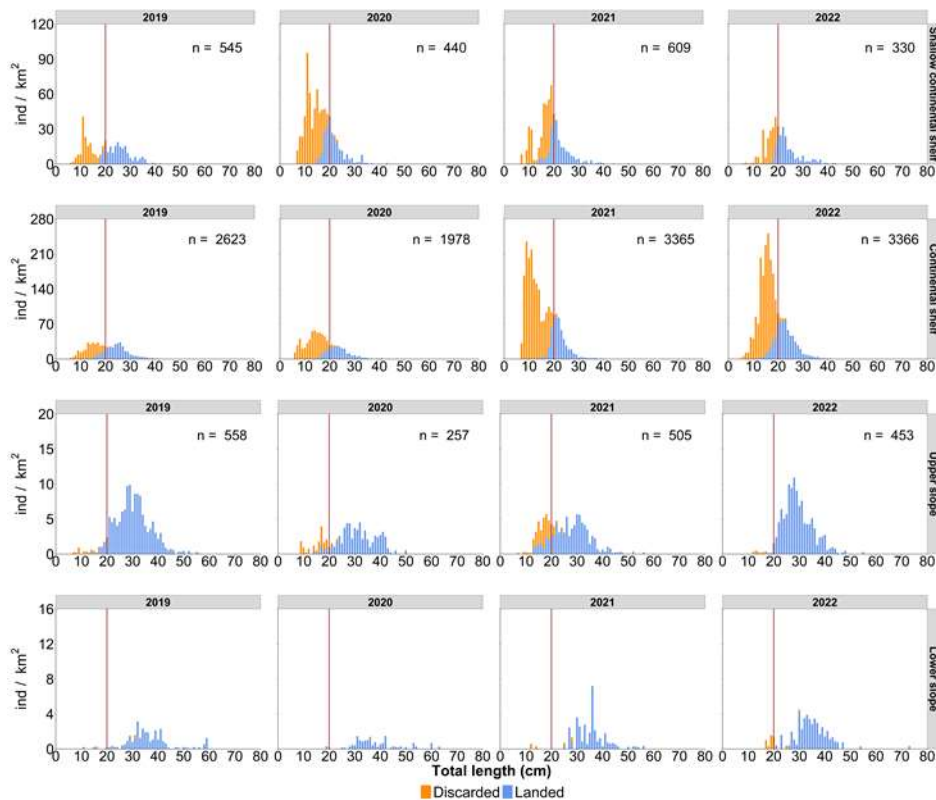


Figura 3. Distribución anual de tallas de merluza por estrato de profundidad a partir de las capturas obtenidas de las pescas de arrastre. En naranja se representa la fracción descartada y en azul la fracción comercial de la captura. La línea continua roja representa la TMREC.

De un total de 8.726 ejemplares de merluza analizados, 4.142 son hembras (47,5%), 3.947 machos (45,2%) y 637 individuos indeterminados (7,3%). La talla media capturada de hembras y machos es de 27,5 y 23,8 cm respectivamente, evidenciando un crecimiento diferencial entre sexos. La proporción de sexos por clase de talla varía con la profundidad, siendo los machos más abundantes en la plataforma continental, donde predominan las tallas más pequeñas, y las hembras en los taludes, donde predominan las tallas más grandes (Figura 4). Se observa como a partir de los 30 cm se produce un sesgo favorable a las hembras.

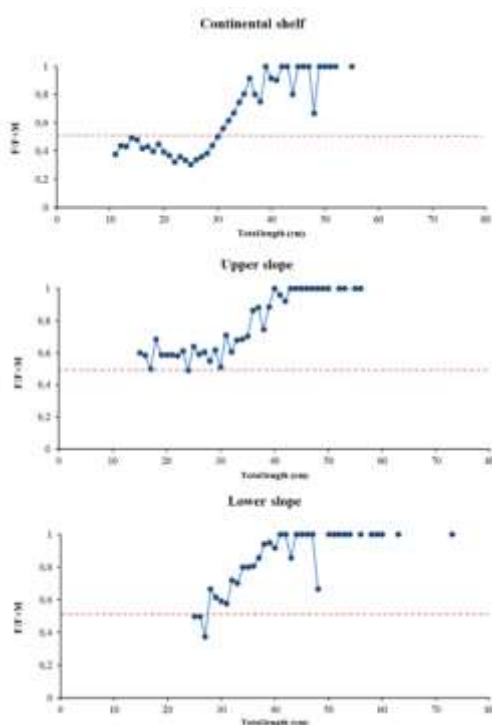


Figura 4. Proporción de sexos de merluza por clase de talla y estrato de profundidad. La línea discontinua roja indica el punto donde la proporción es 1:1 es decir, el 50% de individuos para cada sexo.

Los datos actuales del ciclo reproductivo muestran que la merluza puede encontrarse reproductivamente activa a lo largo de todo el año como ya se había descrito a principios de los años 90 del siglo pasado, y que, a diferencia de otras especies, no presenta un periodo de puesta estacional (Figura 5). La proporción de individuos en fases activas de reproducción

muestra sus valores máximos en los meses de otoño e invierno. Estos resultados basados en clasificaciones macroscópicas de la gónada coinciden con los valores obtenidos del índice gonadosomático (IGS) que presenta picos mensuales a lo largo de todo el año y los valores máximos durante los meses de otoño-invierno.

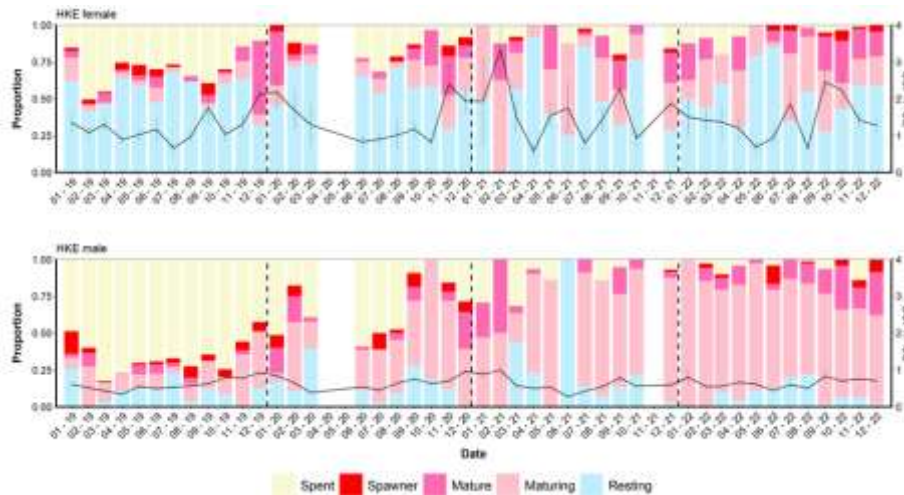


Figura 5. Ciclo reproductivo mensual de merluza por sexo. Las barras representan la proporción de individuos en cada estadio de madurez sexual y la línea negra los valores del índice gonadosomático (IGS±SE).

La talla de primera madurez sexual (L_{50}) de la merluza se estima en 29,5 cm y 23,2 cm para hembras y machos respectivamente, evidenciando una maduración sexual más tardía en las hembras (Figura 6). Se observa que los individuos por debajo de 20 cm son prácticamente inmaduros en su totalidad independientemente del sexo. De lo contrario, la talla a partir de la cual los individuos son totalmente maduros varía en función del sexo, estando situada en 30 cm para los machos y 40 cm para las hembras. Los resultados muestran una disminución de los valores de la talla de primera madurez (L_{50}) de merluza para ambos sexos en comparación con los publicados anteriormente en distintas áreas del mar Mediterráneo desde la década de los 80 (Tabla 1). Esta reducción parece estar ligada con la presión selectiva que ejerce el incremento del esfuerzo pesquero (Barot et al. 2004) y que se traduce en la necesidad de madurar antes para garantizar una reproducción efectiva antes de ser capturados por los artes de pesca. Así pues, la disminución de la L_{50} sería un claro indicador de la sobreexplotación que sufre la especie debido a la actividad pesquera.

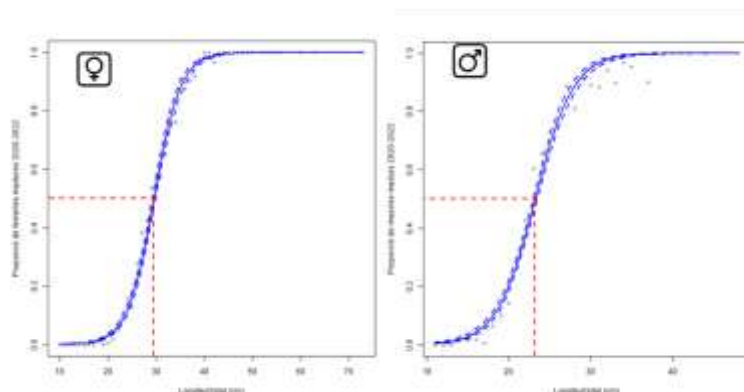


Figura 6. Representación de la curva de maduración de merluza para ambos sexos agrupando los cuatro años de estudio (2019-2022). La línea roja discontinua indica la talla de primera maduración sexual (L_{50}).

Tabla 1. Valores de talla de primera maduración sexual (L_{50}) de merluza por sexo en diferentes zonas geográficas del mar Mediterráneo, ordenados de más antiguos a más modernos. Aparece especificada la subárea geográfica (GSA) de dónde proviene el valor y la referencia bibliográfica utilizada.

Área	GSA	Sexo	L_{50} (cm)	Referencia
N. Spain	6	F	39,0	Sánchez & Martín, 1985
		M	32,0	
N. Adriatic Sea	17	F	31,3	Alegria Hernández & Jukic, 1992
Balearic Islands	5	F	36,3	Reñones et al. 1995
Algeria	4	F	30,6	Bennoui et al. 1998
Gulf of Lion	7	F	38,0	Recasens et al. 1998
		M	28,8	
S. Sicily	16	F	33,5	Ragonese et al. 2004
N. Spain	6	F	35,8	Recasens et al. 2008
N. Tyrrhenian Sea	9	F	35,3	
S. Levant Sea	26	F	32,5	Al-Absawy, 2010
N. Tunisia	12	F	28,8	Khoufi et al. 2014
C. & S. Tyrrhenian Sea	10	F	33,0	Carbonara et al. 2019
Sardinia	11	F	30,0	
S. Adriatic Sea	18	F	32,0	
W. Ionian Sea	19	F	33,0	
N. Adriatic Sea	17	F	30,8	
N. Adriatic Sea	17	M	18,6	Mascoli et al. 2023
N. Spain	6	F	29,5	Estudio actual
		M	23,2	

Conclusiones

En líneas generales, el análisis y la actualización de los principales indicadores biológicos de la merluza en la costa catalana corroboran que la población de merluza se mantiene sobreexplotada y que, a pesar de ser un recurso gestionado desde hace décadas, deberían aplicarse nuevos modelos y medidas de gestión para garantizar una explotación sostenible de sus poblaciones, ya que de lo contrario experimentarán una disminución lenta pero quizá irreversible. Los resultados demuestran que se capturan abundancias elevadas de juveniles por debajo de la TMREC, especialmente en la plataforma continental, evidenciando la necesidad de reducir los descartes de esta especie. Además, los valores de L_{50} indican que, aun capturando individuos por encima de la TMREC, la mayor parte de la captura corresponde a individuos que no han alcanzado la madurez sexual, especialmente en el caso de las hembras. En este contexto, se proponen algunas medidas de gestión para reducir los descartes como la mejora de la selectividad de los artes de pesca de arrastre mediante el aumento de la luz de la

mallas del copo o bien la creación de zonas cerradas a la pesca que puedan ser permanentes o temporales, localizadas específicamente en caladeros de la plataforma continental, donde se da el reclutamiento de la merluza. Ambas medidas ya han sido aplicadas y han demostrado tener efectos positivos en el objetivo de reducir la captura de juveniles de merluza.

Referencias

Barot, S., Heino, M., O'Brien, L., Dieckmann, U., 2004. Estimation of reaction norm for age and size at maturity with missing first-time spawner data. *Evol. Ecol. Res.* 6: 659-78.

ICATMAR, 2022. Evolució de les Captures i els Preus de Venda del Sector Pesquer a Catalunya: Comparativa 2021-2022, Barcelona.

Sinopoli, M., Pipitone, C., Badalamenti, F., D'Anna, G., Fiorentino, F., 2022. Effects of a trawling ban on the growth of young-of-the-year European hake, *Merluccius merluccius* in a Mediterranean fishing exclusion zone. *Regional Studies in Marine Science* 50: 8.

Efectos del cambio climático y la pérdida de biodiversidad en la capacidad adaptativa del sector pesquero español

Marta Albo-Puigserver¹, Manuel Hidalgo¹, Lucía López-López², Sandra Mallol¹, Joan Moranta¹, Patricia Puerta¹, Antonio Punzón², Marina Sanz-Martín¹

¹*Centro Oceanográfico de Baleares, Instituto Español de Oceanografía (IEO-CSIC), Palma.*

²*Centro Oceanográfico de Santander, Instituto Español de Oceanografía (IEO-CSIC), Santander.*

Los ecosistemas marinos nos facilitan diferentes servicios ecosistémicos que contribuyen al bienestar de la sociedad. Proporcionan regulación del clima, alimento y otros muchos productos y también proveen de servicios inmateriales culturales y recreativos. Sin embargo, la actual pérdida de biodiversidad y el efecto del cambio climático, ambos generados por impactos antrópicos de forma acumulativa, comprometen el funcionamiento saludable de nuestros mares y su capacidad para proporcionar los servicios que la sociedad necesita para subsistir, especialmente en zonas costeras donde confluyen muchas actividades humanas.

Los impactos del cambio climático son cada vez más rápidos y severos con consecuencias preocupantes para la sociedad y los ecosistemas. En ecosistemas marinos, algunos de estos impactos están bien investigados. Cambios en la producción, la fenología y la distribución de especies son apreciables en cualquier lugar del mundo. La capacidad científica de predecir a corto y medio plazo cómo estos impactos afectan la diversidad de servicios ecosistémicos también se ha incrementado en los últimos años, permitiendo la identificación y cuantificación de la vulnerabilidad y de los riesgos climáticos para muchos de estos servicios, como es el caso de la pesca (Proyecto VADAPES; Aragão et al. 2022). Sin embargo, los impactos socio-económicos y culturales derivados de los cambios ecológicos dependen en gran medida de la respuesta de la sociedad, de su capacidad adaptativa y de mitigación. Por ello, se necesitan con urgencia **soluciones adaptativas innovadoras** que transformen la forma de gestionar los océanos y, en particular, la obtención de recursos marinos de manera sostenible (Figura 1).

En el caso de España, el Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático (PNACC) 2021-2030 destaca la necesidad de ampliar el conocimiento relativo a la evaluación de los riesgos e impactos del cambio climático sobre las pesquerías y su relación con el sistema alimentario, y recomienda crear sinergias reales con el Convenio sobre Diversidad Biológica para buscar soluciones basadas en la naturaleza. Por ello, una de las líneas de acción prioritaria del PNACC es reforzar e integrar la adaptación al cambio climático en la Política Pesquera Común y en los planes nacionales de gestión y recuperación. En la misma línea, la nueva Ley 5/2023 de pesca sostenible e investigación pesquera, incluye la adaptación y mitigación del cambio climático como uno de los 10 principios generales que regulan la actividad pesquera.

En este contexto, uno de los principales retos es conservar los ecosistemas marinos a la vez que garantizamos una actividad pesquera económica y socialmente viable, que nos permita obtener alimentos locales y contribuya a transitar hacia sistemas alimentarios sostenibles. Con el objetivo de proporcionar la base científica para diseñar medidas de adaptación y mitigación que garanticen la sostenibilidad de la actividad pesquera mientras se maximiza y preserva la biodiversidad, estamos desarrollando una serie de proyectos que evalúan los impactos del cambio climático en la biodiversidad y la resiliencia del sector pesquero (Tabla 1). Todo ello se

realizará a partir de datos ecológicos, socio-económicos y de gobernanza, e integrando el conocimiento local de forma que los diferentes actores involucrados en la cadena de valor de la pesca, participen activamente en la co-creación de medidas de adaptación y mitigación.

Tabla 1. Resumen de los proyectos coordinados por diferentes investigadores, que tienen por objetivo el estudio de los efectos del cambio climático y la pérdida de biodiversidad en los servicios ecosistémicos que proveen, entre ellos la pesca.

Acrónimo (ejecución): Título Objetivo general	Ámbito geográfico	Fuente de financiación
CLISSARTES (2002-2024): <i>Climate-smart strategies to develop resilience in artisanal fisheries of Mediterranean Marine Protected areas</i>		
Evaluar la exposición al riesgo climático, la conectividad climática entre las AMP y la vulnerabilidad de las especies pesqueras comerciales en las AMP del Mediterráneo.	Mediterráneo Occidental	AXA Research Fund
B-USEFUL (2023-2026): <i>User-oriented Solutions for Improved Monitoring and Management of Biodiversity and Ecosystem services in vulnerable European Seas</i>		
Conservar y proteger la biodiversidad en los mares regionales europeos, así como facilitar la toma de decisiones en la gestión ecosistémica y la planificación espacial marina.	Europeo	Programa Horizonte Europa
BIOTRANS (2023-2025): <i>BIODiversity monitoring and risks assessment of the Balearic Small Scale Fisheries to support a socio-ecological TRANSformation</i>		
Evaluar el estado de los servicios ecosistémicos relacionados con la pesca de pequeña escala y dependientes de la biodiversidad en las Islas Baleares.	Islas Baleares	Govern de les Illes Balears. PTRR Next Generation
VADAPES-II (2023-2025): <i>ADaptación y mitigación al cambio climático en el sector pesquero español: herramientas para prevenir la maladaptación en PESquerías del Atlántico y del Mediterráneo</i>		
Evaluar la resiliencia socio-ecológica del sector pesquero para prevenir la maladaptación, proporcionando junto a los agentes implicados acciones concretas de adaptación y mitigación prioritarias que garanticen la seguridad alimentaria que proveen las pesquerías.	Mar Cantábrico y Mediterráneo Español	Fundación Biodiversidad
VÍA-SABIA (2023-2025): <i>Tendiendo puentes entre saberes para una mejor adaptación al cambio climático de los sistemas agroecológicos y pesqueros</i>		
Poner en valor el conocimiento ecológico tradicional de los sistemas agroecológicos y pesqueros útil para la adaptación al cambio climático y promover su implementación en investigación y políticas públicas.	España	Fundación Biodiversidad
REFISH-Food (2024-2025): <i>Climate-REsilience of Small-Scale FISHerries in the Balearic Islands: evaluating FOOD-security provided by the fishing sector and potential adaptation measures</i>		
Evaluar la resiliencia del sistema socio-ecológico de la pesca de pequeña escala en las Islas Baleares y determinar la seguridad alimentaria que proporciona.	Islas Baleares	Fundación Daniel y Nina Carasso

Las investigaciones que estamos realizando se centran a nivel local con casos específicos de la flota de artes menores en Baleares, a nivel regional, con la flota comercial española del Mar

Mediterráneo y el Mar Cantábrico y a nivel internacional, en toda la cuenca mediterránea. Las tareas que se llevarán a cabo en los distintos proyectos son (Figura 1):

1. Cuantificación de los cambios en biodiversidad marina y redistribución de las especies para determinar zonas de refugios climáticos (proyectos involucrados; CLISSARTES y B-USEFUL):

Los resultados preliminares del proyecto CLISSARTES, nos muestran que en el Mediterráneo Occidental la velocidad climática, derivada de cambios temporales y espaciales en la temperatura del mar ha dado lugar a cambios en la distribución de numerosas especies demersales hacia el Golfo de Alicante. Además, las tendencias anuales de los desembarcos regionales de la flota de pesca de arrastre presentan relaciones significativas con la velocidad climática. El cambio estacional de la velocidad climática y la fenología de las especies desembarcadas están siendo actualmente investigados. Por otro lado, el proyecto B-USEFUL está trabajando en entender la variación espacial y temporal de los cambios en distintas componentes ecológicas asociadas a la biodiversidad marina a lo largo de toda la cuenca Mediterránea.

2. Evaluación de los impactos acumulados a escala internacional, regional y local (proyectos involucrados; BIOTRANS y B-USEFUL):

Se cuantificarán y se localizarán las presiones locales (el turismo, la presión humana y la pesca recreativa y profesional, entre otras) además de identificar cómo y dónde los cambios a gran escala en el aumento de la temperatura del agua, las olas de calor marinas y los cambios en la producción primaria actúan en sinergia, es decir, de forma conjunta con las presiones locales mencionadas.

3. Recopilación del conocimiento local ecológico, socio-económico y cultural de los diferentes actores que conforman la cadena de valor del pescado (proyectos involucrados; VÍA-SABIA, BIOTRANS y REFish-Food):

Para muchos de los cambios ecológicos y socio-económicos en estos momentos no se poseen suficientes datos. Además, las variaciones a escala local son difíciles de identificar sin la participación activa de las comunidades locales e incluso de los propios consumidores. Para ello, se realizarán entrevistas a los diferentes actores del sector pesquero y al consumidor final con el objetivo de recabar información sobre los cambios observados en el tiempo en cuanto a biodiversidad y cambios sociales y culturales, tanto en la actividad pesquera como en la venta y consumo final.

4. Estudio de los cambios en las estrategias de pesca y en la diversidad de las especies desembarcadas como indicadores de resiliencia (proyectos involucrados: BIOTRANS)

La diversificación de las especies capturadas y las artes de pesca utilizadas son un mecanismo importante para aumentar la capacidad de recuperación ante eventos extremos, pero son muy sensibles a la distribución y la abundancia de las especies, a las preferencias del mercado y al relevo generacional del sector pesquero. Resultados preliminares del proyecto BIOTRANS muestran cómo en Baleares la estacionalidad en las estrategias de pesca es muy marcada y proporciona una mayor capacidad adaptativa, aunque estos han ido de la mano de una simplificación en el número de tácticas pesqueras utilizadas.

5. Evaluación de medidas de mitigación ligadas a la descarbonización del sector pesquero (proyectos involucrados: VADAPES-II):

Para ello, se evaluará cuantitativamente la variación espacial en el Atlántico y Mediterráneo de: *i)* la huella de carbono derivada del consumo de combustible, *ii)* la huella asociada a la liberación del carbono azul – carbono capturado almacenado en forma de sedimentos y biomasa de las praderas marinas, *iii)* las ganancias del sector pesquero, y *iv)* distintos indicadores de biodiversidad marina. Una vez cuantificados estos parámetros, se evaluará el balance entre todos ellos (i.e. *trade-offs*) para determinar los posibles riesgos de una mala adaptación de la pesquería comercial en el Atlántico y el Mediterráneo al cambio climático cuando se proponen medidas de gestión adaptativa.

6. Identificación y propuesta de medidas de adaptación y mitigación para el sector pesquero (proyectos involucrados: (VADAPES-II, CLISSARTES, BIOTRANS)).

Con toda la información y resultados generados en los diversos proyectos, se pretende re-escalar a nivel local medidas de adaptación del sector pesquero al cambio climático que ya han sido propuestas a nivel del Mediterráneo (Hidalgo et al., 2022) y a nivel muy general para todo el estado español (resultados proyecto VADAPES). Para ello se realizarán talleres participativos involucrando a los diferentes actores con el objetivo de co-crear y consensuar planes de adaptación específicos y efectivos para el sector pesquero.

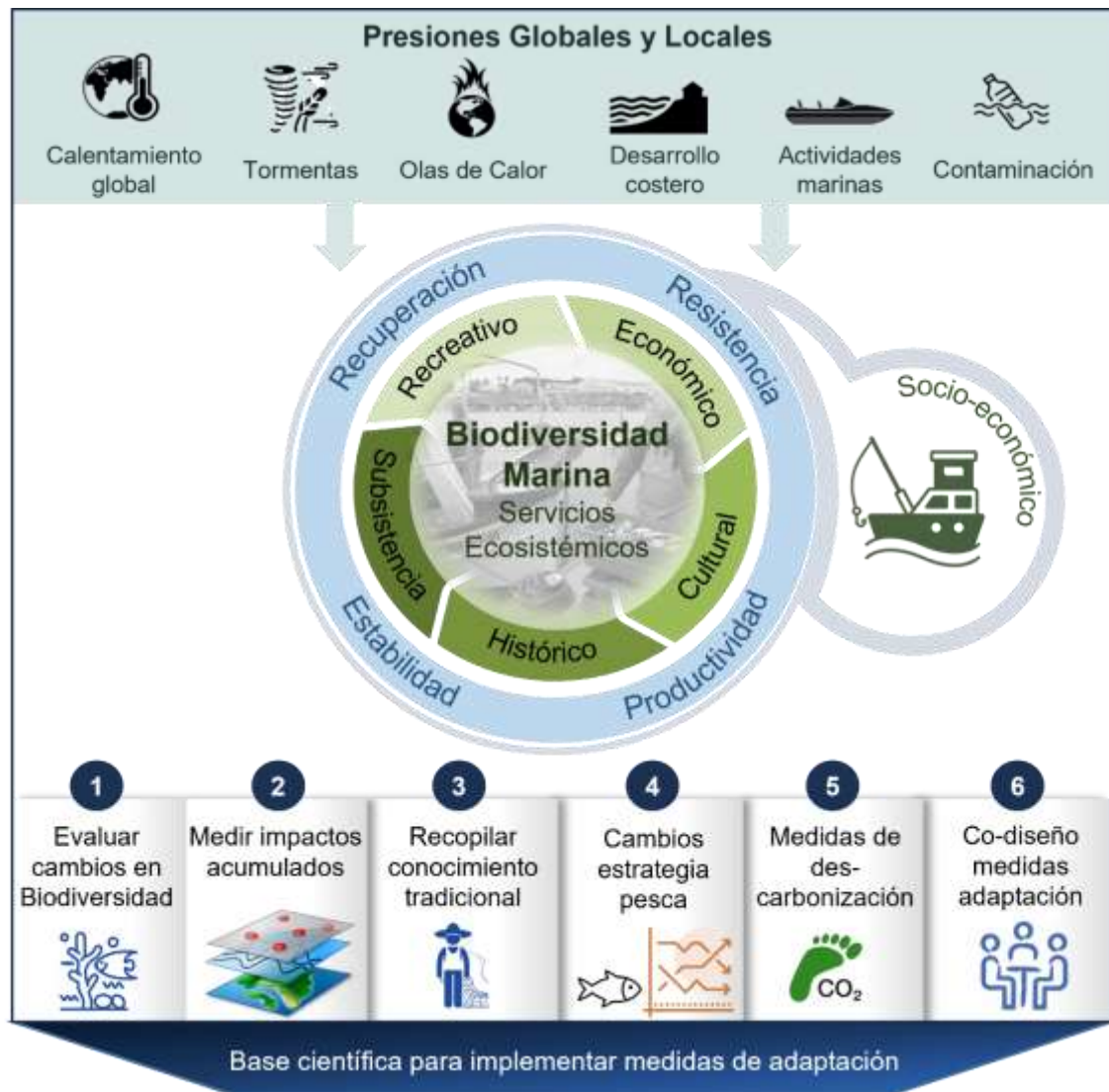


Figura 1. Esquema de la línea de investigación. Se resume como las presiones impactan a los servicios ecosistémicos entre ellos la pesca, y las diferentes tareas que se llevarán a cabo con el objetivo de implementar soluciones adaptativas para el sector pesquero.

Bibliografía:

GM Aragão, L López-López, A Punzón, E Guijarro, A Esteban, E García, José M González-Irusta, J Polo, M Vivas, M Hidalgo (2022) The importance of regional differences in vulnerability to climate change for demersal fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 79: 506–518, <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsab134>

M Hidalgo, A E El-Haweet, A C Tzikliras, E M Tirasin, T Fortibuoni, F Ronchi, V Lauria, O Ben Abdallah, E Arneri, L Ceriola, N Milone, S Lelli, P Hernández, M Bernal, M Vasconcellos (2022) Risks and adaptation options for the Mediterranean fisheries in the face of multiple climate change drivers and impacts. *ICES Journal of Marine Science*, 79: 2473–2488, <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsac185>

VADAPES: <https://www.ieo.es/documents/10640/38594/vadapes+v4.2.pdf/a42e31b2-4a8d-4913-b43b-9c8438600b75>

Páginas web de proyectos:

B-USEFUL: <http://www.ba.ieo.es/es/investigacion/grupos-de-investigacion/greco/proyectos/2845-b-useful-user-oriented-solutions-for-improved-monitoring-and-management-of-biodiversity-and-ecosystem-services-in-vulnerable-european-seas-2022-2026>

BIOTRANS: <http://www.ba.ieo.es/es/investigacion/grupos-de-investigacion/greco/proyectos/2938-biotrans-biodiversity-monitoring-and-risks-assessment-of-the-balearic-small-scale-fisheries-to-support-a-socio-ecological-transformation-2023-2025>

CLISSARTES: <http://www.ba.ieo.es/es/investigacion/grupos-de-investigacion/greco/proyectos/2817-clissartes-climate-smart-strategies-to-develop-resilience-in-artisanal-fisheries-of-mediterranean-marine-protected-areas-2022-2024>

Resultados preliminares de un experimento de marcaje y recaptura de elasmobranquios en las Islas Baleares

Francesca Ferragut-Perelló*, Paula Sánchez-Zulueta*, Sergio Ramírez-Amaro, Noemi Pasini, Beatriz Guijarro, Francesc Ordines.

Centre Oceanogràfic de Balears (COB-IEO), CSIC, Moll de Ponent s/n, 07015, Palma, España

() contribución equitativa*

Introducción

Los elasmobranquios (tiburones y rayas) se consideran uno de los grupos de especies marinas más vulnerables, debido principalmente a su estrategia vital que incluye un crecimiento lento, período de vida largo, maduración sexual tardía y baja fecundidad. Estas características resultan en un potencial reproductivo bajo y una baja resiliencia, que los hace especialmente sensibles a la sobreexplotación y/o cambios ambientales (Frisk et al., 2005; Last, 2016).

Los experimentos de marcaje y recaptura son un método de estudio de poblaciones de animales móviles. Consisten en capturar ejemplares, registrar los parámetros biológicos de interés en cada especie (talla, peso, sexo, madurez...), colocar una marca con un código alfanumérico que permita identificar individualmente el ejemplar y registrar la posición donde el ejemplar es liberado (Jordaan et al., 2021). De los ejemplares marcados que son recapturados, se recogen los mismos parámetros. Este tipo de estudios permite conocer características importantes de la biología de las poblaciones estudiadas, como su tamaño, crecimiento, movilidad y patrones de migración, grado de filopatria o la conectividad con poblaciones adyacentes (Bird et al., 2020). La mejora del conocimiento sobre estos aspectos dependerá de que haya un número suficiente de recapturas y de la disponibilidad de información complementaria como el esfuerzo de la pesca y su distribución espacial, y las capturas (Rodríguez-Cabello et al., 2008).

El objetivo de aplicar este tipo de metodología en las Islas Baleares es conocer el tamaño de las poblaciones y la movilidad de los elasmobranquios demersales presentes en la zona.

Metodología

El experimento de marcaje y recaptura se inició en 2021, llevándose a cabo durante las campañas anuales del programa MEDITS, cuyo principal objetivo es la evaluación de ecosistemas y recursos demersales y que son co-financiadas por la Secretaría General de Pesca del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, la Unión Europea y el Instituto Español de Oceanografía; y durante las campañas CANAL_04_2022 y CANAL_04_2023, cuyo objetivo fue la evaluación del efecto de la protección sobre los recursos de la plataforma en el Canal de Menorca y zonas adyacentes y que fueron co-financiadas por los proyectos MARFISH (Una aproximación multidisciplinar para evaluar la respuesta de los recursos pesqueros a la protección) y SOSMED (Improving the knowledge for the sustainability of demersal fisheries in the Western Mediterranean). Además, el experimento forma parte de los objetivos del proyecto EcoScope (Ecocentric management for sustainable fisheries and healthy marine ecosystems) en Baleares.

En estas campañas se utilizó un arte de arrastre experimental (GOC73) para muestrear las comunidades demersales, cubriendo fondos entre 50 y 800 m de profundidad durante las campañas MEDITS, y entre 50 y 85 m de profundidad durante las campañas CANAL. Una vez que los ejemplares de especies de elasmobranchios llegaban a bordo se depositaban inmediatamente en un tanque con un flujo continuo de agua de mar, para mantenerlos vivos hasta su recuperación y marcado. El marcaje se realizó con marcas externas de tipo espagueti, que constan de un filamento de plástico unido a un anclaje en forma de T o forma de dardo. Estas marcas se insertan en la zona media de las aletas pectorales de las rayas o en la base de la primera o segunda aleta dorsal de los tiburones con la ayuda de una pistola de marcado o una aguja de acero inoxidable (en el caso de marcas con anclaje tipo dardo). El filamento de plástico es de un color llamativo y en él aparecen impresos el número de identificación del individuo y el teléfono de contacto del Centre Oceanogràfic de Balears. Una vez marcados, justo antes de devolverlos al mar, se anota el número de identificación, la fecha, especie, coordenadas geográficas del punto de liberación, sexo, longitud total y peso del individuo. También se recoge una pequeña muestra de aleta para completar los resultados obtenidos mediante el experimento de marcaje y recaptura con estudios de conectividad de poblaciones mediante técnicas de genética molecular.

Las recapturas son obtenidas en posteriores campañas oceanográficas o gracias a la colaboración de los pescadores, a quienes se ha informado sobre el experimento mediante visitas informativas a las distintas cofradías de pescadores de Baleares y a la Federació Balear de Confraries de Pescadors y la entrega de posters y folletos con la información que es necesario recoger en caso de recaptura: fecha, coordenadas geográficas, profundidad, número de identificación y longitud total (si es posible también el peso y/o una fotografía) del ejemplar recapturado.

Resultados y discusión

Hasta ahora se ha realizado el marcaje de elasmobranchios en siete campañas oceanográficas de pesca de arrastre alrededor de las Islas Baleares: campañas MEDITS_ES05 2021, 2022 y 2023 (en los meses de junio y julio); MEDITS_ES05 Pitiüses 2022 y 2023 (en el mes de agosto); CANAL_04_2022 y 2023 (en los meses de abril y mayo).

En total se han marcado 3752 individuos: 2307 tiburones de 7 especies distintas, y 1445 rayas de 18 especies. En las Tablas 1 y 2 se indica el número de individuos marcados por campaña y por especie, respectivamente.

Tabla 1. Individuos marcados por campaña.

Campaña oceanográfica	Ejemplares marcados (número)		
	TIBURONES	RAYAS	TOTAL
MEDITS_ES05 2021	180	249	429
MEDITS_ES05 2022	682	312	994
MEDITS_ES05 2023	516	420	936
MEDITS_ES05 Pitiüses 2022	185	167	352
MEDITS_ES05 Pitiüses 2023	125	158	283
CANAL 2022	389	61	450
CANAL 2023	228	78	306

Tabla 2. Individuos marcados por especie.

	Especie	Ejemplares marcados (número)	
		TIBURONES	RAYAS
	<i>Dasyatis centroura</i>		1
	<i>Dasyatis pastinaca</i>		3
	<i>Dasyatis spp</i>		1
	<i>Dasyatis tortonesei</i>		59
	<i>Dipturus oxyrinchus</i>		81
	<i>Leucoraja circularis</i>		15
RAYAS	<i>Leucoraja naevus</i>		83
	<i>Myliobatis aquila</i>		49
	<i>Pteroplatytrigon violacea</i>		1
	<i>Raja brachyura</i>		15
	<i>Raja clavata</i>		727
	<i>Raja miraletus</i>		121
	<i>Raja polystigma</i>		141
	<i>Raja radula</i>		111

	<i>Rostroraja alba</i>	21
	<i>Tetronarce nobiliana</i>	1
	<i>Torpedo marmorata</i>	14
	<i>Torpedo nobiliana</i>	1
	<i>Centrophorus uyato</i>	14
	<i>Galeus melastomus</i>	1
	<i>Hexanchus griseus</i>	1
TIBURONES	<i>Mustelus mustelus</i>	47
	<i>Scyliorhinus canicula</i>	2203
	<i>Scyliorhinus stellaris</i>	14
	<i>Squalus blainvillei</i>	27

De momento, se han obtenido un total de 17 recapturas (Figuras 1 y 2) correspondientes a dos especies de tiburones: *Scyliorhinus canicula*, comúnmente conocido como pintarroja o gató (15 individuos), y *Mustelus mustelus*, comúnmente conocido como musola (2 individuos). No se ha recapturado hasta el momento ningún individuo de ninguna especie de raya.

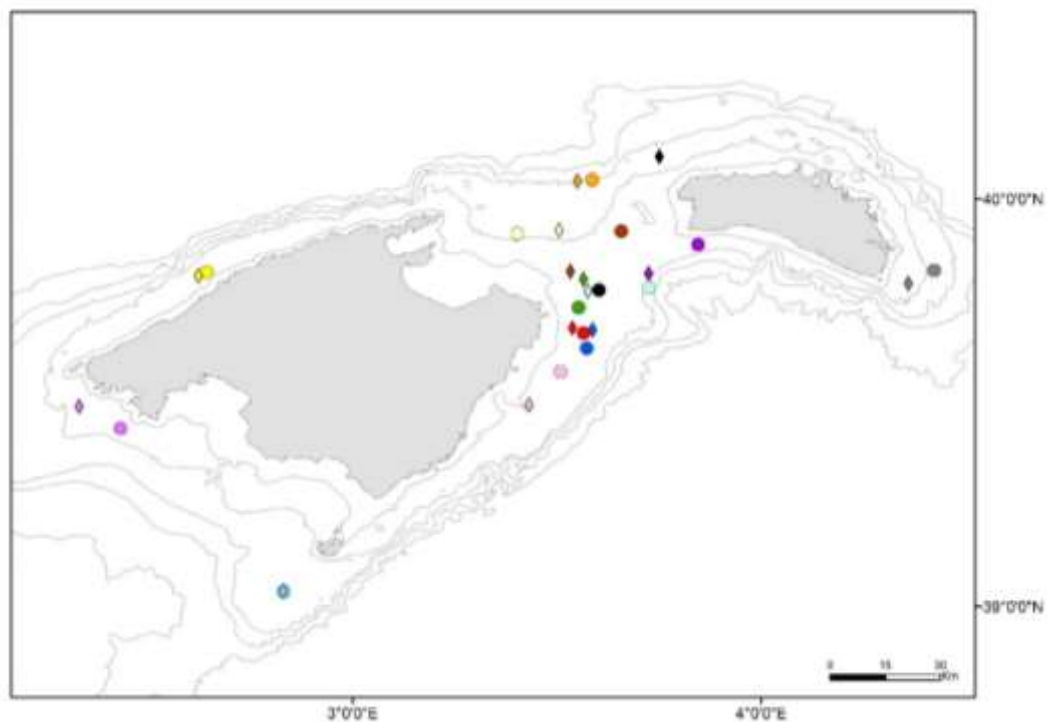


Figura 1. Individuos recapturados alrededor de **Mallorca y Menorca** con la posición de marcado (círculo) y recaptura (rombo). Cada color representa un individuo. Isóbatas de 50, 100, 200, 400 y 800 m.

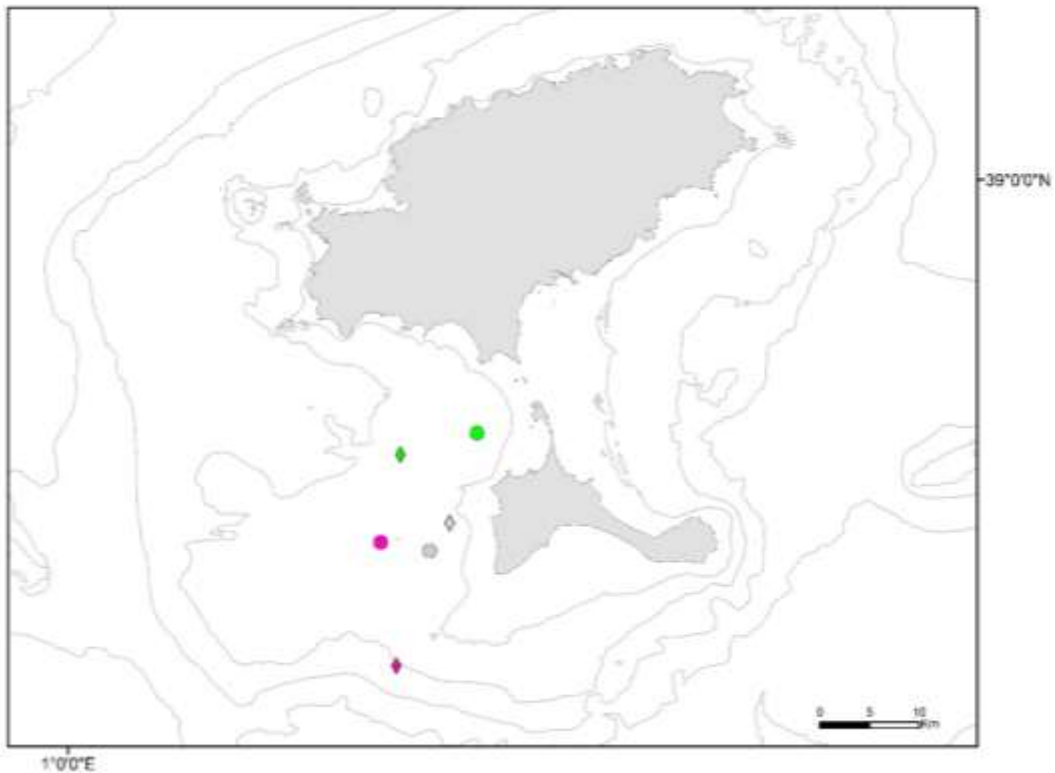


Figura 2. Individuos recapturados alrededor de Ibiza y Formentera con la posición de marcado (círculo) y recaptura (rombo). Cada color representa un individuo. Isóbatas de 50, 100, 200, 400 y 800 m.

En general, el punto de liberación de los individuos marcados y el de recaptura son cercanos para ambas especies, 9 y 11 km de media para *S. canicula* y *M. mustelus*, respectivamente (Tabla 3). Esto sugiere que los individuos marcados de ambas especies han permanecido durante la mayor parte del tiempo en la misma área, sin grandes desplazamientos. Este mismo comportamiento se ha observado para *S. canicula* en el Mar Cantábrico mediante un experimento de marcaje y recaptura, en el que los individuos también fueron recapturados generalmente en áreas cercanas al punto de marcaje, a una media de 30 km de distancia, aunque algunos individuos fueron recapturados a más de 200 km, indicando que los individuos de esta especie son capaces de tener desplazamientos mucho mayores (Rodríguez-Cabello et al., 1997; 2004).

Tabla 3. Análisis de las recapturas obtenidas: distancia media recorrida, tiempo que ha transcurrido entre marca y recaptura, crecimiento medio en longitud total y peso por año y el porcentaje de recaptura para cada una de las dos especies recapturadas.

<i>Scyliorhinus canicula</i>	<i>Mustelus mustelus</i>
------------------------------	--------------------------

Distancia (km)	9.11 ± 2.37	11.53 ± 3.75
Tiempo (días)	283.1 ± 34.82	370 ± 67
Crecimiento (cm/año)	2.36 ± 0.39	34.88 ± 9.57
Incremento de peso (g/año)	49.49 ± 20.41	2182.19 ± 1095.38
% recaptura	0.68	4.26

En el caso de *M. mustelus*, otros estudios han demostrado que se trata de una especie con un elevado grado de filopatria, con la mayoría de las recapturas realizadas a distancias inferiores a los 50 km respecto al punto de liberación después del marcaje (Klein et al., 2022).

El crecimiento detectado en ambas especies es muy dispar, con una media de alrededor de 2 y 34 cm para *S. canicula* y *M. mustelus*. Respectivamente. Esta diferencia puede deberse a que los individuos de *S. canicula* eran en su mayoría individuos maduros de tallas más cercanas a las máximas detectadas en Baleares (36 cm de media cuando fueron liberados), dónde los individuos de mayor tamaño no suelen superar los 55 cm de longitud total (Ramírez-Amaro et al. 2015), mientras que los individuos de *M. mustelus* eran juveniles que medían 73 y 77 cm, respectivamente. Hay que tener en cuenta que *M. mustelus* al nacer mide alrededor de 30 cm y que las tallas de primera madurez para machos y hembras son de 96-97 y 108-117 cm, respectivamente, con adultos que pueden superar los 160 cm en el Mediterráneo (Capapé 1974; Morte et al., 1997; Saïdi et al., 2008).

La falta de recapturas de individuos de especies de rayas podría deberse a varios factores relacionados con la marca o el arte de pesca. Actualmente hay muy pocos estudios de marcaje y recaptura de rayas. En el Mediterráneo, solo se ha llevado a cabo un estudio similar en individuos de *Raja clavata* (en el Adriático Sur) con marcas muy similares a las usadas en este experimento (tipo espagueti) que sí han conseguido recapturas, aunque con artes de palangre y no de arrastre de fondo (Carbonara et al., 2020). En el Mar del Norte también se están llevando a cabo experimentos de marcaje y recaptura con rayas, los cuáles también han obtenido recapturas, aunque el dispositivo usado para marcarlas, llamado CFL G5 pDSTs (Cefas Technology, UK) es diferente (Poos et al., 2023). Estos dispositivos registran temperatura y presión cada 10 segundos y están programados para desprenderse del individuo a los 12-24 meses después del marcado. Se fijan a la cintura pélvica de los individuos con dos discos de Peterson y una placa de goma en el lado dorsal y ventral del individuo (Poos et al., 2023). De esta manera el dispositivo de marcado se encuentra bien sujeto al individuo y es más difícil que se desprenda que una marca de tipo espagueti.

Referencias bibliográficas

- Bird, C., Burt, G. J., Hampton, N., McCully Phillips, S. R., Ellis, J. R. (2020). Fifty years of tagging skates (Rajidae): using mark-recapture data to evaluate stock units. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 100(1), 121–131. doi: [10.1017/S0025315419000997](https://doi.org/10.1017/S0025315419000997)
- Capapé, C. (1974). Observations sur la sexualité, la reproduction et la fécondité de 8 Sélaciens preuotrèmes vivipares placentaires des côtes tunisiennes. *Archives de l'Institut Pasteur de Tunis*, 51:329-344.
- Carbonara, P., Bellodi, A., Palmisano, M., Mulas, A., Porcu, C., Zupa, W., Donnalioia, M., Carlucci, R., Sion, L., Follesa, M. C. (2020). Growth and age validation of the thornback ray (*Raja clavata* Linnaeus, 1758) in the south adriatic sea (Central Mediterranean). *Frontiers in Marine Science*, 7. doi: 10.3389/fmars.2020.586094
- Frisk, M., Miller, T. J., Dulvy, N. K. (2005). Life Histories and Vulnerability to Exploitation of Elasmobranchs: Inferences from Elasticity, Perturbation and Phylogenetic Analyses. *Article in Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*. doi: 10.2960/J.v35.m514
- Jordaan, G. L., Mann, B. Q., Daly, R., Dunlop, S. W., Cowley, P. D. (2021). Movement patterns and growth rate of the whitespotted wedgefish *Rhynchobatus djiddensis* in southern Africa based on tag-recapture data. *African Journal of Marine Science*, 43(2), 201–213. doi: [10.2989/1814232X.2021.1906318](https://doi.org/10.2989/1814232X.2021.1906318)
- Klein, J. D., Asbury, T. A., da Silva, C., Hull, K. L., Dicken, M. L., Gennari, E., Maduna, S. N., Bester-van der Merwe, A. E. (2022). Site fidelity and shallow genetic structure in the common smooth-hound shark *Mustelus mustelus* confirmed by tag-recapture and genetic data. *Journal of Fish Biology*, 100(1), 134–149. doi: 10.1111/jfb.14926
- Last, P. R. (2016). In: Rays of the world (W. T. White, M. R. De Carvalho, B. Séret, M. F. Stehmann, G. Naylor, Eds.). CSIRO.
- Morte, S., Redon, M. J., Sanz-Brau A. (1997). Feeding habits of juvenile *Mustelus mustelus* (Carcharhiniformes, Triakidae) in the western Mediterranean. *Cahiers de Biologie Marine*, 38: 103-107.
- Poos, J. J., Staeudle, T., Greenway, E., Batsleer, J. (2023). Spatial distribution, migration, and population structure of North Sea rays. Wageningen University & Research. doi: [10.18174/632935](https://doi.org/10.18174/632935)
- Ramírez-Amaro, S., Ordines, F., Terrasa, B., Esteban, A., García, C., Guijarro, B., & Massutí, E. (2016). Demersal chondrichthyans in the western Mediterranean: Assemblages and

biological parameters of their main species. *Marine and Freshwater Research*, 67(5), 636–652. <https://doi.org/10.1071/MF15093>

Rodríguez-Cabello, C., de La Gándara, F., Sanchez, F. (1997). Preliminary results on growth and movements of dogfish *Scyliorhinus canicula* (Linnaeus, 1758) in the Cantabrian Sea. *Oceanologica Acta*, 21(2), 363–370.

Rodríguez-Cabello, C., Gil, J., Canoura, J., Sobrino, I., Piñeiro-Álvarez, C. G., Rodríguez-Fernández, L., Camiñas-Hernández, J. A., Valeiras, J., Goñi, R., Viñolas, D. D., Villamor, B., Rodríguez-Marin, E., Landa, J., Sánchez-Conde, F. J., Iglesias-Estévez, J., Fuentes, L., Otero-Pinzas, J. J., Ortiz-de-Zárate, V., Cort, J. L., Delgado-de-Molina-Acevedo, A., Santana-Fernández, J. C., Godoy-Garrido, M. D., Quintans, M., Peleteiro-Alonso, J.B., Santos, M. B., Pazos, J. C.; Porteiro-Lago, C., Mejuto-García, J., Ramos-Cartelle, A., López-Abellán, L. J. Balguerías-Guerra, E., Fariña-Pérez, C., Pereda, P. (2008). Estudios de marcado y recaptura de especies marinas. Instituto Español de Oceanografía (ed.). Madrid. 2008. Temas de Oceanografía, 2: 263 pp.

Rodríguez-Cabello, C., Sánchez, F., Fernández, A., Olaso, I. (2004). Is the lesser spotted dogfish (*Scyliorhinus canicula*) population from the Cantabrian Sea a unique stock? *Fisheries Research*, 69, 57–71. doi.: [10.1016/j.fishres.2004.04.002](https://doi.org/10.1016/j.fishres.2004.04.002)

Saïdi, B., Bradai, M. N., Bouain, a. (2008). Reproductive biology of the smooth-hound shark *Mustelus mustelus* (L.) in the Gulf of Gabès (south-central Mediterranean Sea). *Journal of Fish Biology*, 72:1343-1354. doi:10.1111/j.1095-8649.2008.01801.x

Estructura espacial de los recursos pesqueros y procesos de conectividad: implicaciones para la gestión.

Manuel Hidalgo¹, Georgios Karametsidis¹, Encarnación García¹, Antonio Esteban¹, Miguel Vivas¹, Lucía López-López¹, Pilar Hernández² y Marcelo Vasconcellos³.

(1) Instituto Español de Oceanografía

(2) Comisión General de Pesca del Mediterráneo

(3) FAO

El definición e incorporación de la estructura espacial de las poblaciones en los procesos de evaluación y gestión de los stocks pesqueros ha sido uno de los principales cuellos de botella desde los trabajos pioneros en ciencia pesquera ya en el siglo pasado. Sin embargo, esta problemática todavía persiste a día de hoy en muchos mares y océanos. El Mar Mediterráneo no es una excepción, donde este aspecto es de particular importancia dada la heterogeneidad ambiental a lo largo de sus costas. Durante los últimos décadas, gran parte de los esfuerzos se han dirigido a trazar los límites espaciales entre stocks (i.e., 'stock boundaries'), con varios proyectos en los últimos años centrados en este objetivo en el Mar Mediterráneo. Uno de ellos ha sido el proyecto TRANSBORAN. Sin embargo, los estudios recientes evidencian que el trazado de límites no es suficiente para incluir de forma eficiente la estructura espacial de las poblaciones en los procesos de evaluación y gestión debido a la gran complejidad estructural de muchas poblaciones. Este es en concreto el reto que está abordando el proyecto COCOCHA. En esta comunicación presentamos una combinación de resultados y trabajo en marcha de ambos proyectos.

El Mar de Alborán es una zona compleja de transición entre el Atlántico y el Mediterráneo tanto desde el punto de vista ecológico y oceanográfico, como también socioeconómico. Las poblaciones de peces de esta región se habían considerado hasta la fecha como unidades de gestión independientes debido a lagunas de conocimiento sobre la estructura espacial y la conectividad de las poblaciones de esta región. Sin embargo, debido a la poca distancia que separa las distintas unidades establecidas (i.e. 'Geographical Sub-Areas', GSAs), las expectativas de muchos científicos eran que estas regiones deberían estar asociadas a un mismo stock pesquero. Con el objetivo de responder a esta pregunta el proyecto TRANSBORAN se desarrolló en el marco del proyecto regional Copemed II de la FAO en colaboración con la Comisión General para la Pesca del Mediterráneo (CGPM) con el fin de mejorar la comprensión de los límites biológicos y los procesos de conectividad de la merluza, la sardina y el voraz a través de un enfoque multidisciplinar que incluía: información genética, de la microquímica y la forma de los otolitos, de la composición de parásitos, morfometría corporal, descriptores

merísticos, modelos oceanográficos, información de la pesquería e ictioplancton. Contrario a lo esperado, el proyecto no encontró fundamento científico para concluir que la merluza y la sardina del norte y sur del Mar de Alborán estaban asociadas a una única población homogénea que podría respaldar la evaluación y gestión conjunta de las poblaciones, siendo las diferencias encontradas más marcadas en el caso de la merluza. Los resultados también pusieron de evidencia que los recursos pesqueros no entienden de fronteras, ya que las muestras obtenidas en el este de Argelia (este de GSA 4) fueron en general más similares a Túnez (GSA 12), mientras que las del oeste de Argelia fueron más similares a Marruecos (GSA 3). El voraz no mostró evidencias de estructura poblacional dentro del área de estudio, aunque sí se detectó un posible patrón de migración estacional hacia el estrecho de Gibraltar en la época de puesta.

Por otro lado, el proyecto COCOCHA aborda la problemática de la estructura espacial de las poblaciones desde una perspectiva 'intra-stock', es decir, atendiendo a la complejidad estructural dentro de límites de los stocks. En el Mediterráneo, el proyecto ha utilizado el salmonete de fango (*Mullus barbatus*) de la península (GSA-6) y Golfo de León (GSA-7) como especie objetivo, una especie donde ya se habían identificado varias agregaciones de puesta espacialmente segregadas (i.e. potenciales sub-unidades poblacionales). El proyecto está desarrollando varias actividades con distintas técnicas y tipos de información para entender, en primer lugar, cual es la estructura espacial de la población, es decir, cual es el papel de cada una de las sub-unidades y cómo están conectadas entre ellas. Primero, se ha investigado variabilidad espaciotemporal de las diferentes subunidades adultas, identificando las subunidades más persistentes en la zona del delta del Ebro y en el Golfo de León, y otras subunidades más dinámicas fluctuando en función de variabilidad ambiental de distinto tipo en la costa catalana y en sur de la península. En segundo lugar, se está utilizando información obtenida por la composición química de los otolitos para entender las posibles conexiones entre sub-unidades tanto a través de las fases adultas como en los estadios primarios (huevos/larvas). Tercero, se están desarrollando modelos oceanográficos para cuantificar cómo varía entre años el grado de conexión y/o retención entre sub-unidades, atendiendo a la dispersión de los estadios primarios por las corrientes oceánicas. Con los resultados obtenidos con estas tres fuentes de información, se obtendrá una descripción más clara de la complejidad de la estructura poblacional, lo que permitirá incorporar procesos ecológicos espaciales y subestructuras de la población en modelos espacialmente explícitos de dinámica poblacional, lo que podrá ayudar en el futuro a mejorar los modelos de evaluación y las herramientas de gestión.

“Refugios de pesca” para grandes reproductores de merluza (*Merluccius merluccius*) en el Golfo de Alicante (Mediterráneo Occidental).

Alfonso A. Ramos Esplá^{1,2}, Elisa Arroyo Martínez², Antonio Esteban Acón³.

(1) Centro de Investigación Marina de Santa Pola (CIMAR). (alfonso.ramos@ua.es)

(2) Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada, Universidad de Alicante.

(3) Centro Oceanográfico de Murcia, IEO-CSIC.

Resumen: La UE (Reglamento 2019/1022) ha establecido un plan plurianual para los recursos demersales del Mediterráneo occidental. Entre otras medidas, deben aplicarse aquellas que garanticen la supervivencia de los juveniles y protejan las zonas de concentración de reproductores (Artículo 11), con el establecimiento de cierres espacio-temporales para las flotas de arrastre de fondo, anzuelos o enmalles. Con un enfoque empírico, el presente trabajo contempla la ubicación de posibles “refugios de pesca” para grandes reproductores en el Golfo de Alicante, en base a la información científica y de los pescadores, como medida para la conservación de la merluza (*Merluccius merluccius*).

1. Introducción

Las particulares condiciones oceanográficas (frentes de Ibiza y Palos) y relieve submarino (Fig. 1) con una amplia plataforma continental (30 km de media) y fondos batiales accidentados (cañones y montes submarinos) hacen del Golfo de Alicante una zona rica en recursos pelágicos y demersales. Con 13 cofradías de pescadores, representa la provincia con mayor arqueo (10.237 GT) y potencia (33.237 kW) de la flota pesquera mediterránea (www.mapa.gob.es/es/pesca 2022); siendo los puertos de La Vila Joiosa y Santa Pola los más importantes, con más de la mitad del arqueo y potencia de la provincia (59 % y 55 %, respectivamente). Dentro del proyecto MEDITS, se encuentra en el área GSA06 (subárea 112), con unos 16.000 Km² de plataforma y talud muestreados (entre 40 y 800 m de profundidad), lo que supone un 3,5% del total de superficie muestreada para el Mediterráneo (Orsi-Relini *et al.* 2002).



Figura 1. Topografía submarina del Golfo de Alicante (isóbatas: 50, 100, 200, 500, 1000 m). Las manchas más oscuras corresponden a afloramientos rocosos. También se incluyen los puertos pesqueros. Imagen tomada de Rey & Medialdea, 1989.

No obstante, las capturas de determinadas especies-objetivo van disminuyendo. Ante esta preocupante situación de los recursos pesqueros en el Mediterráneo occidental, la UE ha establecido un plan plurianual (Reglamento 2019/1022) para las especies demersales en el Mediterráneo occidental, con el fin de proteger las poblaciones de salmonete (*Mullus spp.*), merluza (*Merluccius merluccius*), bacaladilla (*Micromesistius poutassou*), cigala (*Nephrops norvegicus*), gamba blanca (*Parapenaeus longirostris*), gambas rosada y roja (*Aristeus antennatus*, *Aristeomorpha pholiacea*). Entre otras medidas, se deben adoptar aquellas que garanticen la supervivencia de los juveniles y que protejan las zonas de concentración de reproductores (Artículo 11), con el establecimiento de cierres espacio-temporales para las flotas de arrastre de fondo, anzuelos o enmalles. Con el fin de ir aplicando progresivamente estas medidas de protección a las aguas frente a la Comunidad Valenciana, la Subdirección de Pesca de la Generalitat Valenciana encargó un trabajo a la Unidad Mixta I+D Universidad de Alicante-Instituto Español de Oceanografía (Ramos-Esplá *et al.* 2021) para la merluza y el salmonete de fango. El presente trabajo recoge parte de dicho informe relativo a los “refugios de pesca” para la merluza.

2. Material y métodos

Se ha realizado una aproximación empírico-científica basada en el conocimiento ecológico local de los pescadores y en las campañas MEDITS (2006-2019) en la subárea 112 (GSA06). Una parte importante de la información para el presente trabajo procede de datos estandarizados recogidos por las campañas MEDITS (2006-2019) en la subárea 112 (GSA06). Los datos estandarizados de los lances y capturas de merluza se volcaron en hojas Excel, y fueron cartografiados con el programa QGIS. Para la realización de los mapas se ha utilizado la batimetría “General Bathymetric Chart of the Oceans (GEBCO: www.gebco.net).

Se han analizado un total de 485 lances de arrastre, apareciendo la merluza en un 57,7 % de las pescas (280 lances) en el Golfo de Alicante. La repartición batimétrica ha sido amplia desde 35 m hasta 600 m; variando el rango de tallas entre 2 y 62,5 cm. En cuanto a las tallas, se han establecido 4 rangos: i) juveniles (≤ 20 cm); ii) pequeños adultos (20,1-30,0 cm); iii) adultos medianos (30,1-40,0 cm) y grandes adultos ($> 40,0$ cm).

Además de los resultados de las MEDITS, se ha consultado la literatura científica y “gris” de la merluza en el Golfo de Alicante. Como se ha señalado al principio, un elemento esencial de información ha sido el conocimiento ecológico local del sector pesquero. A tal fin se han mantenido reuniones con los pescadores, tanto a nivel de representantes de las cofradías y pescadores de arrastre y artesanales, en particular. Los datos sobre la flota pesquera han sido facilitados por la Subdirección de Pesca de la Generalitat Valenciana; y la huella pesquera del arrastre, por la Secretaría General de Pesca del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

3. Distribución batimétrica y periodo reproductivo de la merluza

Uno de los aspectos fundamentales en la aplicación de medidas de gestión para la conservación de los recursos vivos marinos, es conocer la distribución espacio-temporal de las diferentes especies-objetivo durante su ciclo vital, particularmente, en los momentos críticos de reclutamiento (área de 'nursery' o cría) y reproducción (área de desove), donde se concentran las poblaciones de juveniles y reproductores, respectivamente (Fiorentino *et al.* 2008, Colloca *et al.* 2013). La identificación de estas áreas y su protección representan pasos importantes en la conservación de los recursos pesqueros.

En el ciclo vital de la merluza, se pueden observar diferentes tallas en la plataforma continental y parte superior del talud (Fig. 2). Los juveniles (talla ≤ 20 cm) se localizan entre 50 y 120 m de profundidad, mientras que los adultos por todo el rango batimétrico. No obstante, durante el periodo reproductivo, los adultos van profundizando y se localizan en la zona de ruptura plataforma-talud (150-300 m). Los grandes tamaños (≥ 50 cm) suelen encontrarse en el talud (300-400 m prof.). Estudios realizados en el Golfo de León (Aldebert *et al.* 1993), sobre la pesquería de merluza con artes de enmalle (plastiqueras) y palangre, encuentran hembras de hasta 85-86 cm (10 años), entre 160 y 600 m de profundidad.

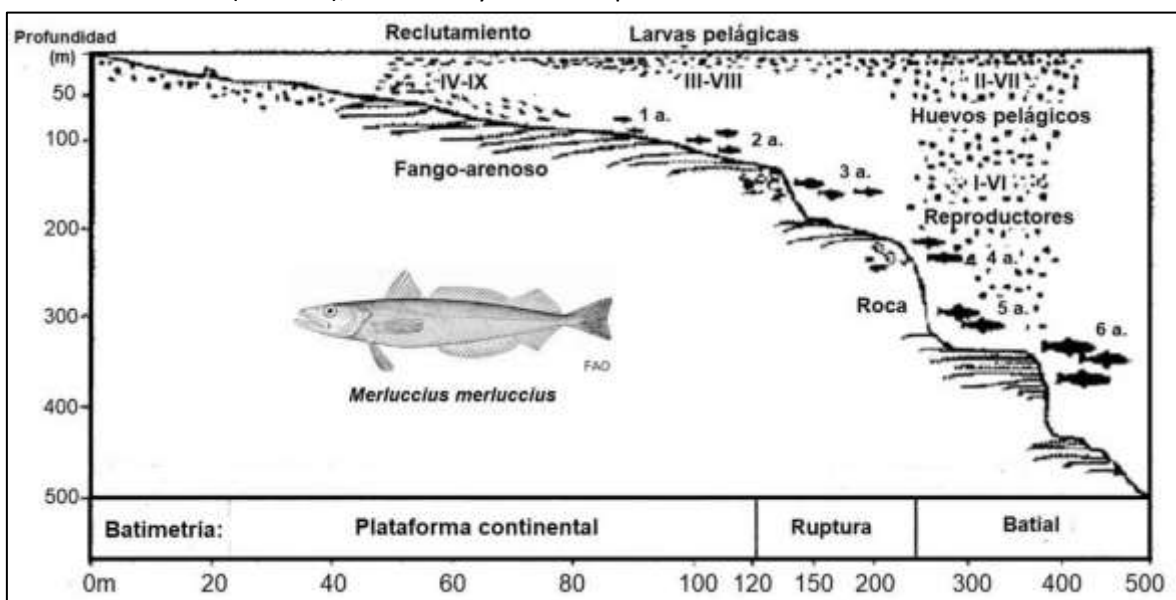


Figura 2. Distribución espacio-temporal de la merluza en las distintas etapas del ciclo vital. (I-IX) meses del año; (a) años de edad. Golfo de León, modificado de Doumenge, 1982.

Recasens *et al.* (1998, 2008) señalan en el Golfo de León la presencia de adultos jóvenes (30-40 cm) en todas las profundidades, mientras que grandes adultos (> 50 cm) se encontraron entre 200 y 350 m y raros a partir de > 450 m [en contraste con lo afirmado por Macpherson y Duarte (1991), la longitud del adulto no se incrementa con la profundidad]. Además, puede haber picos de desove en otoño e invierno, desplazándose las hembras al borde de la plataforma continental (150-300 m). Respecto a la fecundidad, como en todos los peces óseos, conviene señalar que se incrementa con la talla y edad, siendo fértiles toda su vida (Fig. 3); así una hembra de 35 cm de talla (3 años de edad) puede tener una fecundidad media de 70.000 huevos; mientras que una de 65 cm (7 años), 370.000 huevos (5,3 veces mayor).

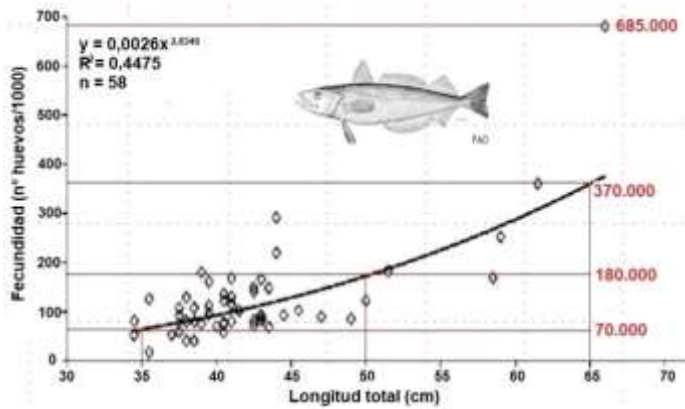


Figura 3. Relación fecundidad-talla para la merluza en el Mediterráneo NW (tomado de Recasens *et al.* 2008).

En lo relativo al Golfo de Alicante, la merluza se reparte entre 30 y 1000 m de profundidad, siendo más abundante entre los 70 y 350 m de profundidad (García-Rodríguez y Esteban, 1995). Por otro lado, los datos procedentes de las MEDITS señalan grandes tamaños (> 40 cm) entre 300 y 600 m de profundidad, aunque no superiores a 62,5 cm; como los encontrados por Orsi-Relini *et al.* (2002). Oliver y Massutí (1998) encuentran los mayores tamaños (> 40 cm) entre 300 y 800 m prof. (Fig. 4). Hasta el presente no disponemos de datos sobre los tamaños capturados por las plastiqueras y palangres en el Golfo de Alicante. Si bien, los pescadores que han practicado dichas modalidades, normalmente entre 200 y 400 m de profundidad, hablan de tamaños mucho mayores que los de la pesca de arrastre (incluso de hasta 1 m de longitud).

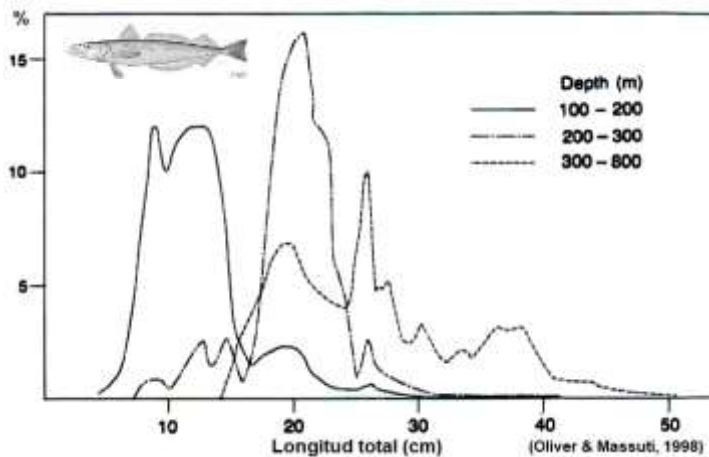


Figura 4. Distribución de tallas de la merluza según rangos de profundidad en el Golfo de Alicante (según Oliver y Massutí, 1998).

Respecto a la época de reproducción, García-Rodríguez *et al.* (2006) sugieren la existencia de posibles concentraciones de desove de merluza en los meses de febrero y mayo-agosto, también, en el límite de la plataforma y comienzo del batial (150-300 m de profundidad). Para Baleares, Oliver y Massutí (1995) señalan que el periodo de reproducción se encuentra entre noviembre y mayo, con picos en enero y mayo.

En lo relativo a la distribución espacial, las campañas MEDITS (2006-2019) han proporcionado información sobre determinadas áreas de concentración (juveniles, reproductores jóvenes,

grandes reproductores). En la figura 5 se observa 4 zonas de concentración de juveniles (talla \leq 20 cm) y la repartición de las clases de talla 20-30 cm y $>$ 30 cm.

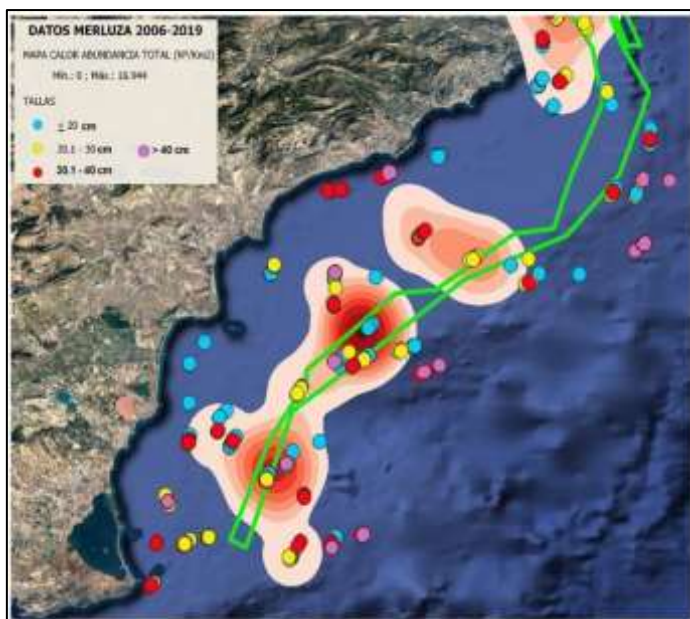


Figura 5. Zonas de repartición de tallas en el Golfo de Alicante, con señalización de concentración de juveniles y sector protegido espacio-temporal para dicha población (polígono con perímetro verde).

Esta última nos puede proporcionar información sobre las posibles zonas de refugios de pesca (300-500 m de profundidad). La repartición de los juveniles ha permitido crear una zona entre 70 y 120 m de veda espacio temporal para la pesca de arrastre (entre mayo y septiembre).

4. Refugios de pesca

Como se ha comentado en el apartado anterior, en la Comunidad Valenciana se aplica una veda espacio-temporal a la pesca de arrastre (mayo-septiembre y 60-120 m de profundidad) para la protección de juveniles de merluza. A pesar de ello, la UE se sigue aplicando una limitación progresiva del tiempo de pesca. Esta medida, aunque disminuye el esfuerzo pesquero total, resulta poco efectiva ya que la recuperación de los fondos necesita años sin impacto pesquero.

Frente a esta limitación del esfuerzo pesquero (tiempo de pesca) con los problemas socio-económicos que ocasiona, las áreas marinas protegidas (AMPs) son medidas efectivas en la ordenación y gestión de pesquerías (Ramos-Esplá *et al.* 2004; Cardinale y Scarcella, 2017). Pueden recibir distintas denominaciones (reservas de interés pesquero, refugios de pesca, zonas restringidas a la pesca, zonas de exclusión pesquera, áreas cerradas...), aunque tienen un objetivo común, la conservación de los recursos pesqueros. Básicamente, consisten en áreas donde se prohíbe total o parcialmente la actividad pesquera con el fin de que se recupere la estructura demográfica de las poblaciones explotadas y que actúe de zona de repoblación de las áreas vecinas. Un ejemplo lo tenemos en la Reserva Marina de Interés Pesquero (RMIP) de

Tabarca, actualmente con unos 22 km² de superficie; y entre sus objetivos, la protección de áreas de reproductores del mero (*Epinephelus marginatus*) y dentón (*Dentex dentex*). En la figura 6, podemos observar la exportación de biomasa (efecto “spill-over”) a las áreas circundantes.

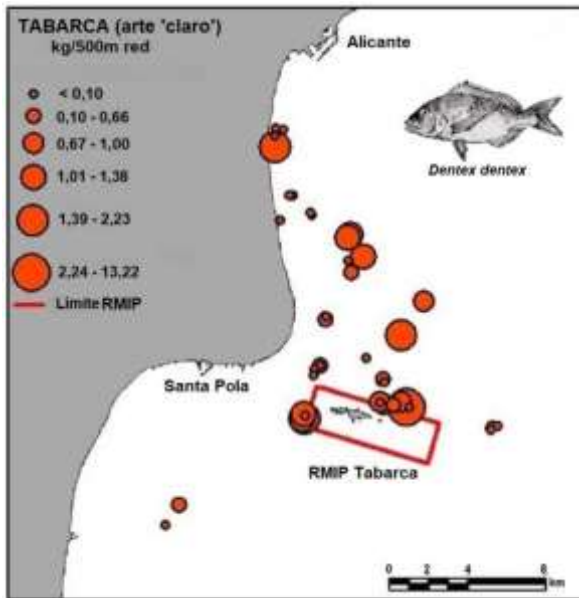


Figura 6. Capturas por unidad de esfuerzo (kg/500 m red) del dentón (*Dentex dentex*) en los alrededores de la Reserva Marina de Interés Pesquero (RMIP) de Tabarca. (tomado de Forcada, 2007).

En el caso de la merluza, además de la protección de los juveniles, se hace necesario proteger las zonas donde se pueden concentrar los grandes reproductores. Ya hemos señalado que la fecundidad de una hembra de merluza de 65 cm tiene los mismos huevos que 5 hembras de 35 cm. Así, la localización de las posibles zonas de concentración de grandes reproductores es fundamental para la conservación de la especie y su mejora genética (Bohnsack, 1993). Al respecto, nosotros utilizamos la denominación “refugios de pesca” por dos motivos: i) se trata de proteger las zonas de los grandes reproductores (refugio); y ii) es más fácil de comprender y aceptar por el sector pesquero.

Por otro lado, el proyecto LIFE-IP-Intemares en el SE Ibérico (Acción 2.2) ha proporcionado una importante información sobre los hábitats bentónicos batiales (Ramos-Esplá *et al.* 2022). Entre ellos: corales blancos de aguas frías (*Madrepora oculata*, *Desmophyllum pertusum*, Fig. 7A) y ‘bosques de corales negros’ (*Antipatharia*, Fig. 7B), considerados hábitats prioritarios por la Directiva Hábitats 92/43 de la Unión Europea (Anexo I: 1170, ‘Arrecifes rocosos’); en los fondos fangosos circundantes, aparecen praderas del coral bambú (*Isidella elongata*, Fig. 7C) y de Pennatuláceos (*Funiculina quadrangularis*, *Kophoblemnon stilliferum*, Fig. 7D), consideradas por la FAO (Thomson *et al.* 2016) como Ecosistemas Marinos Vulnerables (VME siglas en inglés) y Hábitats Esenciales para Peces (EFH siglas en inglés).

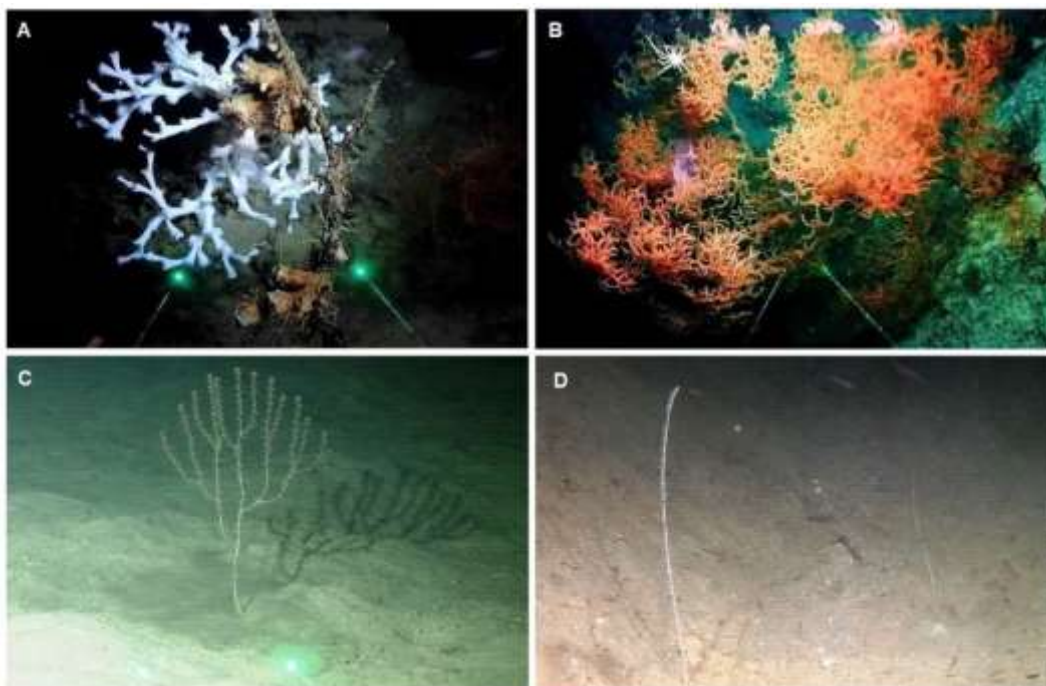


Figura 7. Hábitats batiales (VME) en el SE Ibérico: (A) corales de aguas frías (*Desmophyllum pertusum*); (B) corales negros (*Leiopathes glaberrina*); (C) coral bambú (*Isidella elongata*); (D) látigo de mar (*Funiculina quadrangularis*). Imágenes del Proyecto LIFE-IP-Intemares (Acción 2.2).

Para la localización de posibles refugios de pesca en el Golfo de Alicante, nos hemos basado en la huella pesquera de la pesca de arrastre (Fig. 8). Podemos observar zonas de baja intensidad de arrastre (zonas azules y blancas). Normalmente, se corresponden con accidentes del fondo marino (barras rocosas, cabeceras de cañones, montes submarinos). Estas defensas naturales, las hacen idóneas como refugios de pesca.

Ello nos lleva a un enfoque ecosistémico en la gestión de la pesquería con los objetivos de la protección de la biodiversidad y la conservación del recurso (FAO, 2009), ya que: i) los grandes tamaños de merluza pueden encontrarse entre 200 y 500 m de profundidad; ii) hay afloramientos rocosos batiales protegidos de la pesca de arrastre; iii) dichos afloramientos rocosos y sus alrededores albergan VME, esenciales para las poblaciones de las especies explotadas, y iv) pueden actuar como potenciales áreas de repoblación de los fondos vecinos (exportación de larvas y adultos). También, la Directiva 008/56/EC de la Estrategia Marina

incide en ello, establecer una red ecológica coherente de AMPs para proteger las especies y hábitats vulnerables marinos (Borja *et al.* 2010).

Para que en los refugios de pesca sean efectivos, se debe prohibir cualquier modalidad de pesca, incluyendo las plastiqueras y palangres de fondo (captura de grandes tamaños). Así como, la pesca recreativa de fondo en alta mar por: i) no está controlada, ni se conocen las capturas; ii) en progresivo incremento; iii) utiliza métodos de navegación y técnicas de la pesca profesional, como los carreteles eléctricos, y iv) una importante incidencia sobre los grandes reproductores. Por otro lado, se debe disponer de una cartografía de alta resolución y realizar estudios de bionomía bentónica en las zonas propuestas. En el sector entre los cabos Cervera y Palos, se dispone de dicha cartografía y estudios sobre las comunidades batiales (Acosta *et al.* 2013; Proyecto LIFE-Intemares); no así para el resto del Golfo de Alicante.

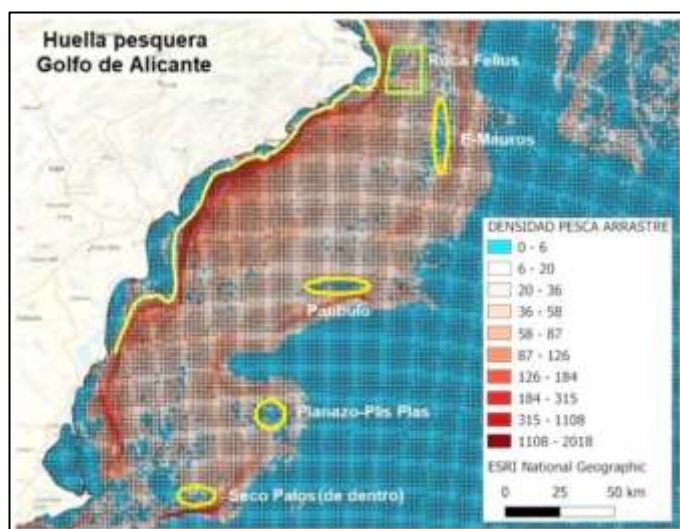


Figura 8. Huella pesquera (densidad de la pesca de arrastre) en el Golfo de Alicante. Los posibles refugios de pesca aparecen en amarillo. Fuente: Secretaría Gral. de Pesca Marítima, M.A.P.A.

La protección de los recursos marinos tiene que ser una responsabilidad de todos (administración, científicos, pescadores profesionales y deportivos, público en general). Uno de los objetivos fundamentales de la ordenación pesquera es garantizar la sostenibilidad a largo plazo de la pesquería mediante la protección de lugares críticos en el ciclo vital de las especies, como son las áreas de desove y reclutamiento; así como, los hábitats bentónicos asociados, donde obtienen alimento y refugio. Recientemente, Ortega *et al.* (2023) identifican en el Golfo de Alicante un área potencial prioritaria para la gestión pesquera (*Priority Areas for Management, PAM*), dentro de las 8 potenciales PAMs en el Mediterráneo occidental.

Conviene señalar que estos 'refugios de pesca' no solamente pueden proteger a la merluza, sino a otras especies-objetivo asociadas, como bacaladilla, gamba blanca, gamba roja y cigala, recogidas en el Reglamento (UE) 2019/1022. Al respecto, conviene señalar que, recientemente, se ha protegido la "Roca dels Felius" (varios autores, 2020) frente al Cabo de La Nao, entre 60 y 120 m de profundidad, fruto de la cooperación entre administraciones (estatal, autonómica y local), pescadores (Cofradías de Denia, Xàbia y Moraira), científicos y ciudadanía.

Agradecimientos

A la Subdirección de Pesca de la Generalitat Valenciana por el contrato (CNME20/71410/26) para realizar el estudio. Al Proyecto LIFE-IP-Intemares (Acción 2.2) y a la Secretaría General de Pesca del M.A.P.A por la información suministrada (hábitats, cartografía, huella pesquera); y a las Cofradías de la provincia de Alicante y pescadores entrevistados. También, a los compañeros del IEO-CSIC Beatriz Guijarro y José María Bellido por su apoyo y colaboración.

Referencias

- Acosta J, Fontán A, Muñoz A, Muñoz-Martín A, Rivera J, Uchupi E (2013). The morpho-tectonic setting of the Southast margin of Iberia and the adjacent oceanic Algero-Balearic Basin. *Mar. Petr. Geol.* 45, 17-41.
- Aldebert I, Recasens L, Leonart J (1993). Analysis of gear interactions in a hake fishery: The case of the Gulf of Lions (NW Mediterranean). *Sci. Mar.* 57 (2-3), 207-217
- Borja A, Elliott M, Carstensen J, Heiskanen AS, van de Bund W (2010). Marine management. Towards an integrated implementation of the European Marine Strategy Framework and the Water Framework Directives. *Mar. Pollut. Bull.* 60, 2175–2186.
- Bohnsack JA (1993). Marine Reserves: they enhance fisheries, reduce conflicts, and protect resources. *Oceanus* 36(3), 63-71.
- Cardinale M, Scarcella G. (2017). Mediterranean Sea: A failure of the European fisheries management system. *Front. Mar. Sci.* 4, 72.
- Colloca F, Cardinale M, Maynou F, Giannoulaki M, Giannoulaki M, Scarcella G, Jenko K, Bellido JM, Fiorentino F (2013). Rebuilding Mediterranean fisheries: A new paradigm for ecological sustainability. *Fish Fisheries*, 14, 89–109.
- FAO (2009). Fisheries management. 2. The ecosystem approach to fisheries. 2.2 Human dimensions of the ecosystem approach to fisheries. *FAO Tech. Guid. Resp. Fisher.* No. 4 (2), 88pp.
- Fiorentino F, Ben Meriem S, Bahri T, Camilleri M, Dimech M, Ezzeddine-Naja S, Massa F, Jarboui O, Zgozi S (2008). Synthesis of information on some target species in the MedSudMed Project area (central Mediterranean). *MedSudMed Tech Doc* 15, 67 pp.
- Forcada A. (2007). *Evaluación de las Areas Marinas protegidas y su efecto en pesquerías artesales del Mediterráneo Occidental*. Tesis Doctoral. Universidad de Alicante, 402 pp.
- García-Rodríguez M, Esteban A (1995). Algunos aspectos sobre la biología y pesca de la merluza mediterránea *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) en la Bahía de Santa Pola (sureste de la Península Ibérica). *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* 11(1), 3-25.
- García-Rodríguez M, Fernández AM, Esteban A (2006). Characterisation, analysis and catch rates of the small-scale fisheries of the Alicante Gulf (SE Spain) over a 10 years time series. *Fisher. Res.* 77, 226–238
- Macpherson E, Duarte CM (1991). Bathymetric trends in demersal fish size: is there a general relationship?. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 71, 103-112
- Oliver P, Massutí E (1995). Biology and fisheries of western Mediterranean hake (*M. merluccius*). J Alheit, TJ Pitcher (eds.). *Hake: Biology, fisheries and markets*. 7. Chapman & Hall London, 181-202.
- Orsi-Relini L, Papaconstantinou C, Julik-Peladic S, Souplet A, De Sola L.G, Piccinetti C, Kavadas S, Rossi M (2002). Distribution of the Mediterranean hake populations (*Merluccius merluccius smiridus* Rafinesque, 1810) (Osteichthyes: Gadiformes) based on six years monitoring by trawl-surveys: some implications for management. *Sci. Mar.* 66 (Supp. 2), 21-38.

- Ortega M, Castro-Cadenas MD, Steenbeek J, Coll M (2023). Identifying and prioritizing demersal fisheries restricted areas based on combined ecological and fisheries criteria: The western Mediterranean *Mar. Policy* 157, 105850.
- Ramos-Esplá, A. A., Valle-Pérez, C, Bayle-Sempere, J.T, Sánchez-Lizaso, J.L. (2004). Areas Marinas Protegidas como herramientas de Gestión Pesquera en el Mediterráneo (Area COPEMED). *Ser. Infor. Est. COPEMED* nº 11, 155 pp.
- Ramos-Esplá AA, Arroyo E, Bellido JM, Esteban A, Guijarro B (2021). Plan de gestión para la conservación de la merluza (*Merluccius merluccius*) y el salmonete de fango (*Mullus barbatus*) en aguas de la Comunidad Valenciana. Informe Técnico, UMID UA-IEO, Generalitat Valenciana, 28 pp.
- Ramos-Esplá AA, Aguilar R, Giménez-Casalduero F, Bellido JM, Terrones B, Barcala E, Cobo-Viveros AM, Carmona A, Guijarro-García E (2022). Bathyal megabenthic assemblages in the SE Iberian Peninsula (Western Mediterranean). 3rd. Medit. Symp. Conservation Dark Habitats, Genoa, 115-116.
- Recasens L, Lombarte A, Morales-Nin B, Torres J (1998). Spatiotemporal variation in the population structure of the European hake in the NW Mediterranean. *J. Fish Biol.* 53, 387–401.
- Recasens L, Chiericoni V, Belcari P (2008) Spawning pattern and batch fecundity of the European hake *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) in the western Mediterranean. *Sci. Mar.* 72, 721–732
- Rey J, Medialdea T (1989). Los sedimentos cuaternarios superficiales del margen continental español. *Publ. Espec. Inst. Esp. Oceanogr.* Nº 3, 1-29.
- Thomson, J Sanders, M Tandstad, F Caroddi, JL Fuller (eds.) (2016). Vulnerable marine ecosystems. Processes and practices in the high seas. *FAO Fish. Aquac. Techn. Pap.* 595, 1-185.
- Varios autores (2020). Projecte “La Roca dels Felius”. IROX, Xàbia, 164 pp.

Estudios genéticos como una herramienta de diagnóstico para evaluar el efecto de las Zonas de Protección Pesquera en el Canal de Menorca sobre los recursos pesqueros demersales

Noemi Pasini^{1,2}, Joan Riera¹, Adriana Tuduri¹, Marta Bassitta¹, Joana Francesca Ferragut¹,
Antònia Picornell¹, Sergio Ramírez-Amaro^{1,2}

1. *Laboratori de Genètica, Universitat de les Illes Balears, Palma, España,*

2. *Centre Oceanogràfic de Balears (COB-IEO), CSIC, Moll de Ponent s/n, 07015, Palma, España*

Introducción

En las últimas décadas, las Áreas Marinas Protegidas (AMP) se han convertido en una herramienta esencial para mejorar la gestión de las pesquerías y para la conservación de los recursos y de los ecosistemas marinos (Pérez-Ruzafa et al., 2006). Se ha observado que las AMP han ayudado en mitigar el impacto humano generalizado sobre la biodiversidad marina, limitando así el uso y la extracción de recursos dentro de los límites de estas, y mejorando la resiliencia de los ecosistemas y la conservación de sus servicios (Oleksiak & Rajora, 2020). Debido a esto, en los últimos años, el número de AMPs y de Zonas de Protección Pesqueras (ZPP) ha aumentado a nivel mundial, con el objetivo de proteger la biodiversidad, aumentar la resiliencia al cambio global, gestionar los recursos y el esfuerzo pesquero, para poder lograr el Objetivo 14 “Vida Submarina” que forma parte de los Objetivos de Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas; donde una de las metas de este objetivo es proteger al menos el 10% de los océanos a través de reservas marinas dentro del 2020 (CDB, 2010).

Las AMPs tienen diferente nivel de protección, desde la protección total, en la que están prohibidas todas las actividades de extracción, hasta protección parcial, en la que se permiten algunas actividades de extracción pero con diferentes restricciones (Giakoumi et al., 2017). En este sentido, las ZPPs, son zonas marinas de importancia ecológica en las cuales las actividades de pesca están reguladas, con el objetivo de proteger la biomasa, la densidad y la estructura de las poblaciones de los recursos marinos y conservar el equilibrio del ecosistema, asegurando la sostenibilidad de las pesquerías locales (Pérez-Ruzafa et al., 2006).

Las zonas protegidas juegan una función importante en la gestión de las pesquerías debido a dos principales mecanismos ecológicos: la dispersión de adultos y juveniles, definido como “*spill-over*” (Rowley, 1994), y el suministro de larvas. Estas zonas protegidas proporcionan beneficios netos a las zonas adyacentes y contribuyen a la restauración de las poblaciones de peces sobreexplotadas (Andrello et al., 2017; Di Lorenzo et al., 2020). Diferentes estudios realizados en el Mar Mediterráneo han demostrado un claro aumento de biomasa y

abundancia de las especies marinas de importancia comercial dentro de las zonas protegidas siendo beneficioso para la actividad pesquera en las zonas adyacentes a las reservas (Follesa et al., 2011; Giakoumi et al., 2017; Guidetti & Sala, 2007; Harmelin-Vivien et al., 2008). Harmelin-Vivien et al. (2008) analizaron con transectos visuales seis AMPs del Mediterráneo occidental (Reserva Natural Marina de Cerbère-Banyuls, Parque Natural de Carry-le-Rouet, Reserva Marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas, Parque Nacional del Archipiélago de Cabrera, Reserva Marina de las Islas Medes y Reserva Marina de la Isla de Tabarca), observando un aumento de riqueza de especies, abundancia y biomasa de especies ícticas en todas las áreas protegidas y la presencia de dispersión de peces adultos desde las AMPs hacia las zonas adyacentes abiertas a la pesca. Follesa et al. (2008; 2011) demostró que la población de langosta *Palinurus elephas* había aumentado de 7.5 veces dentro del área marina protegida a la pesca Su Pallosu (Cerdeña) y que el *spill-over* de individuos adultos proporcionaba beneficios netos a la pesca local en las zonas limítrofes.

Los beneficios de las áreas marinas protegidas a la pesca no se reflejan solo en el aumento de biomasa y riqueza de especies, sino también en el estado de condición de los individuos, lo cual está estrechamente relacionado con el estado del hábitat (Lloret et al., 2005). Algunos estudios han empleado indicadores del estado fisiológico de especies ícticas para detectar diferencias entre los individuos presentes en zonas protegidas y zonas abiertas a la pesca (Lloret et al., 2005; Lloret & Planes, 2003; Sillero-Ríos et al., 2018). Por ejemplo, Lloret et al. (2005) examinaron el contenido de lípidos en la especie costera sargo común (*Diplodus sargus sargus*) para evaluar el efecto de una AMP (el Parque Natural del Cap de Creus). El contenido de lípidos es comúnmente empleado para este tipo de estudio ya que tiene un gran potencial como indicador de la calidad del hábitat y la salud de las poblaciones, al estar influenciado por las características del hábitat (p. ej., la temperatura del agua o la disponibilidad de alimento) y la fisiología de los peces (Adams, 1999). En el estudio, los autores observaron un mayor contenido en lípidos en los individuos de *D. sargus* presentes en la AMP con respecto a los de la zona no protegida. Este resultado sugiere la preferencia de los peces por un hábitat que presenta mejores condiciones para el crecimiento, la supervivencia, la alimentación y el potencial reproductor, lo que repercute positivamente en muchos procesos fisiológicos de los individuos. Resultados similares se han observado también entre individuos de *D. sargus* de la Reserva Marina de Banyuls-Cerbère con respecto a los individuos recogidos en las zonas adyacentes no protegidas (Lloret & Planes, 2003).

Recientemente, se ha sugerido la eficacia de usar la estimación de la diversidad nucleotídica del gen mitocondrial Citocromo C Oxidasa subunidad I (COI), conocido como “DNA barcode”, como un indicador del estado de conservación de las especies comerciales (Petit-Marty et al.,

2022) y vulnerables (Petit-Marty et al., 2020; Ferragut-Perello et al., 2023). En el trabajo realizado por Petit-Marty et al. (2022) se evaluó siete especies de peces presentes en el mar de China Oriental, un área con elevada actividad pesquera. Esto se contrastó con los valores de diversidad de especies comerciales del Mediterráneo (Islas Baleares). Los resultados mostraron diferencia en los valores de diversidad nucleotídica entre las especies, lo cual fue explicado por los distintos niveles de presión pesquera que causan declives en la demografía de las poblaciones. Por otra parte, Ferragut-Perello et al. (2023) examinaron el estado de explotación y conservación de la población de raya de clavos (*Raja clavata*) en el Mediterráneo empleando el mismo método. Los resultados de este estudio indican que la población mediterránea de *R. clavata* está actualmente sobreexplotada y que los bajos valores de diversidad nucleotídica encontrados, confrontados con la base de datos a nivel mundial, pueden ser explicados por la elevada presión pesquera que ha sufrido durante las últimas décadas la población de esta especie en el Mediterráneo. Estos estudios previos sugieren que el análisis de la diversidad genética puede ser una herramienta eficaz para evaluar el estado de conservación de especies afectadas por la explotación pesquera, tanto directa como indirectamente.

El objetivo de este trabajo es evaluar los efectos de las Zonas de Protección Pesquera en el Canal de Menorca a través de los valores de diversidad genética del gen mitocondrial (COI) en tres especies de peces de importancia comercial: el salmonete de roca (*Mullus surmuletus*), la cabrilla (*Serranus cabrilla*) y la escórpora (*Scorpaena notata*). Para hacer esto, se compararon individuos de cada especie capturados en tres zonas sometidas a distintos niveles de explotación: la ZPP cerrada a la pesca de arrastre, el LIC (Lugar de Importancia Comunitaria) Canal de Menorca abierto a la pesca y una zona abierta a la pesca adyacente al LIC (ADY), ubicada en el levante de Mallorca.

Área de estudio

El Canal de Menorca está situado entre las islas de Mallorca y Menorca (Fig. 1) y tiene una superficie aproximada de 1674 km², lo que corresponde a casi el 20% de la plataforma continental costera del Archipiélago Balear. Presenta una amplia distribución de hábitats y especies de interés para su conservación, como los fondos de coralígeno, de maërl y detríticos biogénicos (Moranta et al., 2014). Los fondos de algas rojas, tanto de *Peyssonnelia* como de rodolitos, presentan una elevada biodiversidad y producción secundaria macrobentónica. Por estos motivos, tienen un efecto positivo sobre la abundancia, el estado fisiológico y los aspectos vitales clave de los recursos demersales de la plataforma continental balear (Ordines

et al., 2009; 2015). Los fondos de maërl y de coralígeno forman parte de los hábitats definidos como Hábitats Sensibles (HS) y Hábitats Esenciales (*Essential Fish Habitats*, EFH), o sea zonas marinas frágiles y ecológicamente esenciales, vitales para mantener importantes comunidades de especies comerciales o no comerciales. En el Canal de Menorca estos hábitats coinciden con la elevada actividad e impactos de los caladeros de arrastre a lo largo de la plataforma entre 50 y 100 m de profundidad (Ordines & Massutí, 2009). Por la presencia y la importancia de los fondos de maërl y de rodolitos, el Canal de Menorca fue declarado en 2014 Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) y, en 2016 como consecuencia del Reglamento del Consejo Nº 1967/2006 algunas áreas dentro del Canal se declararon Zonas de Protección Pesquera (ZPP), en las que se ha prohibido la pesca de arrastre con el objetivo de proteger estos hábitats sensibles y esenciales.

Especies de estudio

Las especies de estudio de este trabajo son tres especies de interés comercial en las pesquerías de las Islas Baleares: *Mullus surmuletus*, *Serranus cabrilla* y *Scorpaena notata*.

El salmonete de roca, *M. surmuletus*, tiene una amplia distribución en todo el Mediterráneo y habita los fondos marinos rocosos y arenosos, a profundidades inferiores a 100 m. En las Islas Baleares está especialmente asociada a fondos de coralígeno y maërl (Carpenter et al., 2015). Esta especie tiene un gran valor comercial y está muy explotada en el Atlántico nororiental y el Mediterráneo (Vogiatzi et al., 2012). En el mar Mediterráneo, dos de las tres poblaciones gestionadas se consideran sobreexplotadas (Carpenter et al., 2015). El salmonete de roca se captura principalmente con redes de trasmallo y de arrastre, y es una de las principales especies objetivo de la pesquería de arrastre a lo largo de la plataforma continental frente a las Islas Baleares, donde está fuertemente sobreexplotada (Reñones et al., 1995).

La cabrilla, *S. cabrilla*, es una especie demersal que se encuentra entre 5 y 500 m principalmente en sustratos rocosos, de fango y de algas, con una distribución que se extiende por el Atlántico oriental y en todo el Mediterráneo (Alós et al., 2011). Esta especie se incluyó por FAO en las listas de las especies de interés para la pesca en el Atlántico centro-oriental (Smith, 1981), en el Mediterráneo y en Mar Negro (Bauchot, 1987). En la mayoría de las regiones del Mediterráneo noroccidental, esta especie se captura de manera accesoria en las pesquerías de arrastre, enmalle y palangre de fondo. Además, se ha demostrado que la cabrilla es vulnerable al impacto de la pesca recreativa en términos de abundancia y tamaño, siendo una de las principales especies objetivo de este tipología de pesca (Ordines et al., 2005).

La escórpora, *S. notata*, es la especie de la familia Scorpaenidae más abundante en las comunidades circa-litorales de sedimentos blandos de algas rojas (Ordines & Massutí, 2009).

Es posible encontrarla también en fondos rocosos, arenosos y praderas marinas a una profundidad desde 5 m hasta 700 m (Bergbauer & Humberg, 2002). Esta especie se distribuye desde el golfo de Vizcaya hasta Senegal, incluyendo todo el Mediterráneo. A diferencia de las dos especies anteriores, *S. notata* se captura principalmente de manera accesoria en los trasmallos y con redes de arrastre en las Islas Baleares (Ordines et al., 2009).

Materiales y métodos

Campañas oceanográficas

Las muestras de las tres especies se obtuvieron durante las campañas de investigación oceanográfica MEDITS_ES05 y las campañas CANAL_04_2022 y CANAL_04_2023 (Fig. 1; Tabla 1). Las campañas MEDITS tienen como objetivo recopilar información para la evaluación de los ecosistemas y recursos demersales en toda la costa Europea del Mediterráneo, incluyendo los fondos sedimentarios de la plataforma continental y el talud. Por otra parte, las campañas CANAL que se realizaron en el Canal de Menorca con el objetivo de obtener muestras de los recursos pesqueros demersales para realizar análisis fisiológicos de condición, biología reproductiva y trófica, análisis moleculares y marcado de ejemplares para conectividad, y caracterización de bentos con el objetivo de evaluar el efecto de las Zonas de Protección Pesquera del Canal de Menorca en los recursos pesqueros.

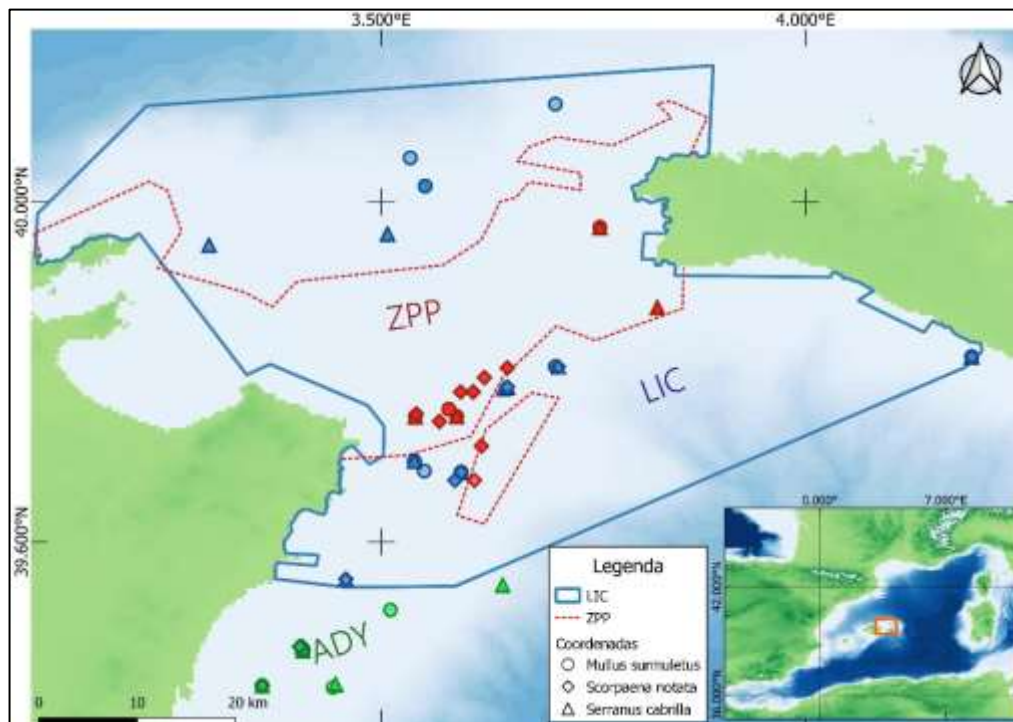


Figura 1. Mapa con los sitios de muestreo de *Mullus surmuletus* (círculos), *Serranus cabrilla* (triángulos) y *Scorpaena notata* (rombos): LIC (azul); ZPP (rojo); ADY (verde). Los tres tipos de zonas de muestreo, definidas en la campaña CANAL_04_2022, se representan con líneas que delimitan la extensión actual de las zonas LIC Canal de Menorca y ZPPs (azul y rojo, respectivamente).

Para los análisis genéticos, los individuos fueron identificados a bordo y analizados morfométricamente, y el tejido muscular fue extraído de la parte ventral, para posteriormente ser preservado en etanol al 96% y almacenado a -20°C.

Análisis de laboratorio

El ADN genómico (ADNg) se extrajo de aproximadamente 20 mg de tejido de cada muestra. Posteriormente, el fragmento COI fue amplificado utilizando los *primers*: FFd2 y FRd1 descritos por Ivanova et al. (2007), para *M. surmuletus* y *S. notata*; y FishF1 y FishR1 (Ward et al., 2005) para *S. cabrilla*. Los productos de la amplificación se purificaron utilizando el *kit* MicroCLEAN (Microzone, UK). El proceso de secuenciación SANGER se realizó en la empresa MACROGEN (Madrid). Las secuencias se editaron utilizando el programa MEGA-X (Kumar et al., 2018).

Tabla 1. Esquema de recogida de muestras de *Mullus surmuletus*, *Serranus cabrilla* y *Scorpaena notata* en el Canal de Menorca y valores de los índices de diversidad genética y haplotípica del fragmento Citocromo C Oxidasa subunidad I (COI). N= número de individuos; S= sitios polimórficos; h= número de haplotipos; Hd= diversidad haplotípica; Kt= diferencia media de nucleótidos; π = diversidad nucleotídica.

	ZONA	N	COI					
			N° secuencias	S	h	Hd	Kt	π
<i>Mullus surmuletus</i>	LIC	3 4	34	7	7	0.629 2	1.2674	0.0021
	ZPP	3 2	31	1 0	8	0.692 5	1.7032	0.0028
	ADY	3 2	32	9	8	0.744 0	1.6169	0.0027
	Total	9 8	97	1 9	1 7	0.690 3	1.5404	0.0026
<i>Serranus cabrilla</i>	LIC	3 4	34	1 7	1 0	0.782 5	5.3957	0.0088
	ZPP	3 2	32	1 9	1 1	0.864 9	5.8508	0.0095

	ADY	3 1	29	1 9	1 2	0.874 4	5.6995	0.0093
	Total	9 7	95	2 8	2 1	0.853 3	5.6125	0.0092
<i>Scorpaena notata</i>	LIC	3 1	31	8	9	0.647 3	0.8344	0.0013
	ZPP	3 2	30	2 0	1 4	0.804 6	2.3977	0.0037
	ADY	3 2	32	1 7	1 6	0.852 8	1.5806	0.0025
	Total	9 5	93	3 7	3 3	0.771 2	1.6208	0.0025

Análisis informáticos

Para el análisis de los datos, las muestras de cada especie se agruparon en tres zonas: LIC, ZPP y ADY. Para cada grupo, se estimaron los siguientes índices de diversidad genética: número de haplotipos (h), número de sitios polimórficos (S), diversidad haplotípica (Hd) y nucleotídica (π), y la diferencia media de nucleótidos (Kt), utilizando el programa DnaSP 6 (Rozas et al., 2017) (Tabla 1). Además, se realizaron gráficos de violín con el paquete de R “ggplot2” (Wickham, 2016), para representar gráficamente la distribución de valores de diversidad nucleotídica dentro de cada grupo por cada especie.

Resultados y discusión

Del total de las muestras se obtuvieron: 97 secuencias del fragmento COI para *Mullus surmuletus*, con una longitud de 600 pares de bases (pb); 95 secuencias de COI para *Serranus cabrilla*, con una longitud de 613 pb; y 93 secuencias de COI para *Scorpaena notata*, con una longitud de 642 bp.

Las muestras de *S. cabrilla* mostraron valores más altos de diversidad genética con respecto a las muestras de *M. surmuletus* y *S. notata*, las cuales presentaron valores similares entre ellos en todos los índices. Valores similares de diversidad genética en *S. cabrilla* se observaron también en individuos de otras zonas del Mediterráneo (Ogwang, 2019). Esta mayor diversidad genética en los individuos de *S. cabrilla* podría estar relacionado con el tipo de estrategia reproductiva de esta especie. A diferencia del salmonete de roca y de la escórpora, *S. cabrilla* es una especie que presenta una estrategia reproductiva de tipo hermafroditismo simultáneo (García-Díaz et al., 1997), es decir, que desarrolla ambos caracteres sexuales y por lo tanto puede producir espermatozoides y óvulos al mismo tiempo, pero sin autofecundación. Estas

características podrían influir en la mayor diversidad genética observada en estos individuos, aunque esta correlación no ha sido aún comprobada.

Los resultados de los índices de diversidad genética mostraron una general homogeneidad de los valores entre las tres zonas por cada especie, excepto por los valores de K_t en *S. notata* (Tabla I). Estos resultados podrían indicar una elevada conectividad y flujo genético entre las zonas, lo que es de esperar dada la cercanía geográfica. Los procesos de conectividad son esenciales para preservar y restaurar los procesos ecológicos, que se refleja en la diversidad genética, la cual contribuye a la adaptación y persistencia de las especies frente a los cambios globales (Gandra et al., 2021). En un estudio realizado por Sahyoun *et al.*, (2016) se evaluó la conectividad entre una AMP y áreas adyacentes de pesca, con la especie modelo *Diplodus vulgaris*, y se observó un alto flujo genético entre todas las zonas. Los autores sugirieron que la elevada conectividad ayudó a mantener los niveles de diversidad genética en las áreas adyacentes similares a los observados dentro de la AMP.

En cuanto al índice de diversidad nucleotídica, se observaron valores ligeramente más altos en los individuos de la zona ZPP en las especies *M. surmuletus* ($\pi_{ZPP}= 0.0028$; $\pi_{LIC}= 0.0021$; $\pi_{ADY}= 0.0027$) y *S. cabrilla* ($\pi_{ZPP}= 0.0095$; $\pi_{LIC}= 0.0088$; $\pi_{ADY}= 0.0093$), mientras que en *S. notata* se observaron valores significativamente más elevados que en las otras dos zonas (el valor en ZPP fue más del doble que la encontrada en LIC: $\pi_{ZPP}= 0.0037$; $\pi_{LIC}= 0,0013$; $\pi_{ADY}= 0.0025$). Estos mismos resultados se pueden observar en los gráficos de violín (Fig. 2), en los cuales se representan las distribuciones de los valores y el valor medio de la diversidad nucleotídica en cada zona por cada especie. Los valores más elevados del índice de diversidad nucleotídica en individuos de la zona ZPP, para cada especie, podrían indicar un mejor estado de conservación de estos últimos, como lo sugerido por Petit-Marty et al. (2022). Aunque las ZPPs fueron declaradas en 2016, se podrían detectar ya mejorías en el estado de conservación de los individuos de especies de tiempos generacionales cortos, como *M. surmuletus* (3.8- 4.6 años), *S. cabrilla* (3.6- 7.2 años) y *S. notata* (1.4- 4.4 años) (www.fishbase.org). Además, hay que tener en cuenta que en el Canal de Menorca, en particular donde ahora se ubica la ZPP, se encuentran los cables submarinos de la red eléctrica que unen Mallorca y Menorca (instalados en 1974), y que, por lo tanto, en esta zona no hubo esfuerzo pesquero durante mucho tiempo antes de que se declarara la zona de protección pesquera.

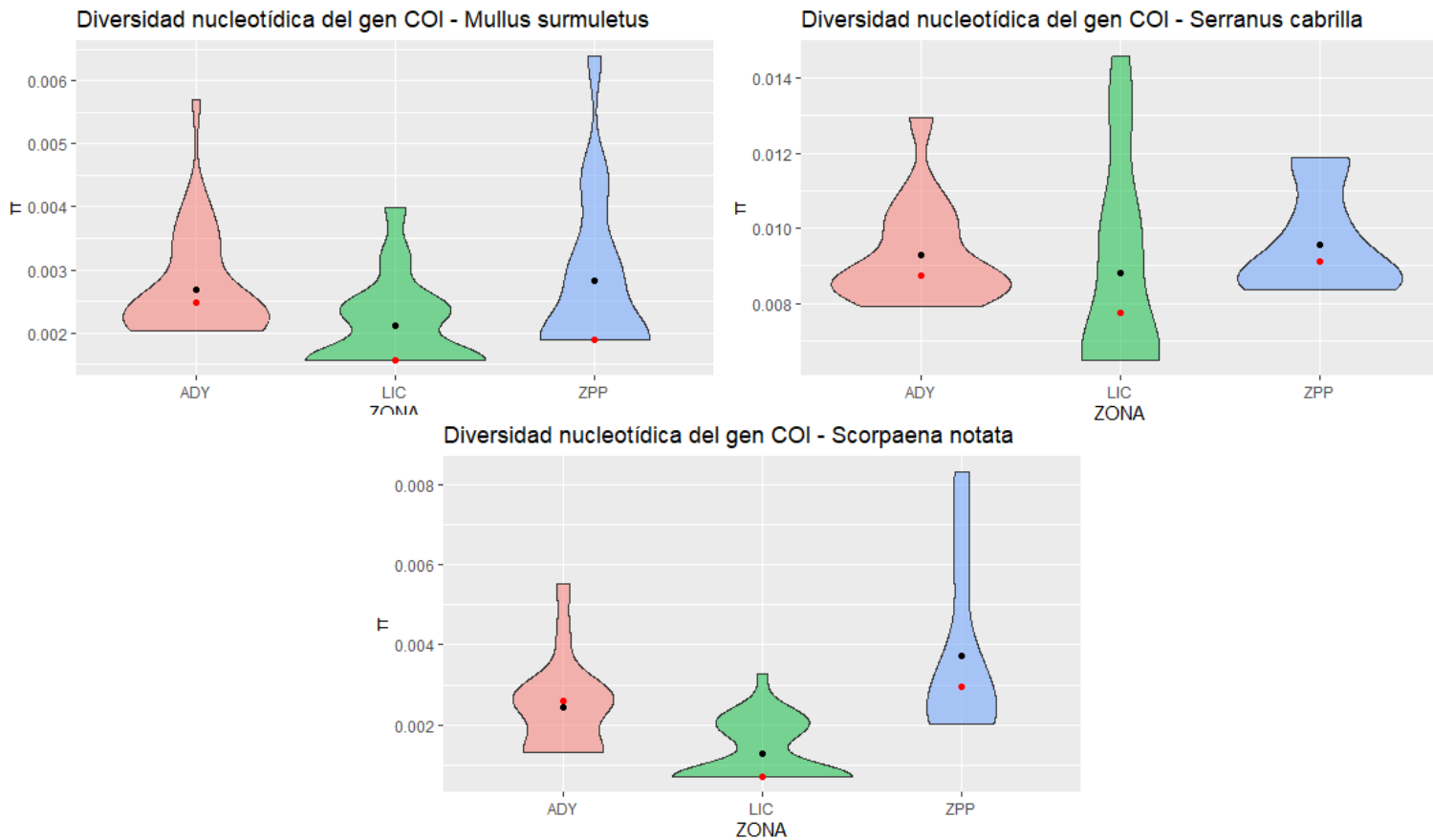


Figura 2. Distribución de los valores de diversidad nucleotídica del gen COI en las tres zonas (ADY, LIC y ZPP) por cada especie. El punto negro representa la media, mientras el punto rojo representa la mediana.

Conclusiones

En el presente estudio se usa, por primera vez, la diversidad genética del gen mitocondrial COI para evaluar los efectos de las Zonas de Protección Pesqueras en el Canal de Menorca en el estado de conservación de recursos de importancia comercial. Los resultados de la diversidad genética mostraron una general homogeneidad de los valores entre los individuos de las tres zonas, sugiriendo la presencia de una elevada conectividad entre las mismas. Sin embargo, en las tres especies, los valores de diversidad nucleotídica fueron más altos en las muestras de ZPP, en comparación con las zonas LIC y ADY, indicando un posible mejor estado de conservación de los individuos que se encuentran en la zona ZPP. A pesar de estos resultados preliminares, es necesario realizar más estudios utilizando diferentes técnicas diagnósticas para seguir

investigando la eficacia de la protección del medio marino en los recursos pesqueros de esta zona.

Agradecimientos

El presente estudio se enmarca dentro del proyecto MARFISH (PDR2020/69) que forma parte de los Proyectos de Recerca Científica i Tecnològica de la Direcció General de Política Universitària i Recerca, financiados por la Conselleria de Fons Europeus, Universitat i Cultura y los fondos del Impost del Turisme Sostenible del Govern de les Illes Balears. Las campañas CANAL forman parte del proyecto SosMed, financiado por la Unión Europea - Next Generation (Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia), con un convenio entre el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación y el Consejo Superior de Investigaciones Científica, a través del Instituto Español de Oceanografía.

Referencias bibliográficas

- Adams, S. M. (1999). Ecological role of lipids in the health and success of fish populations. *In Lipids in freshwater ecosystems* (pp. 132-160). New York, NY: Springer New York.
- Alós, J., March, D., Palmer, M., Grau, A., & Morales-Nin, B. (2011). Spatial and temporal patterns in *Serranus cabrilla* habitat use in the NW Mediterranean revealed by acoustic telemetry. *Marine Ecology Progress Series*, 427, 173–186.
<https://doi.org/10.3354/meps09042>
- Andrello, M., Guilhaumon, F., Albouy, C., Parravicini, V., Scholtens, J., Verley, P., Barange, M., Sumaila, U. R., Manel, S., & Mouillot, D. (2017). Global mismatch between fishing dependency and larval supply from marine reserves. *Nature Communications*, 8(May).
<https://doi.org/10.1038/ncomms16039>
- Bauchot, M. L., (1987). Mullidae. In: Fisher, W., Bauchot, M.L., Schneider, M. (Eds.), *Fiches FAO d'identification des especes pour les besoins de la peche* 37, vol. 2, Vertebres. FAO, Rome, pp. 761-1530.
- Bergbauer, M., & Humberg, B. (2002). *Flora y fauna submarina del mar Mediterráneo: una guía de identificación para naturalistas, aficionados y buceadores; [con 368 especies de animales y plantas]*. Ed. Omega.

- Carpenter, K. E., Smith-Vaniz, W. F., de Bruyne, G., & de Morais, L. (2015). Mullus surmuletus Striped red mullet. *Marine Life Information Network (MarLIN)*, 8235. <https://www.marlin.ac.uk/species/detail/81>
- CBD (2010). Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Global Biodiversity Outlook 3. Montréal, 94p.
- Di Lorenzo, M., Guidetti, P., Di Franco, A., Calò, A., & Claudet, J. (2020). Assessing spillover from marine protected areas and its drivers: A meta-analytical approach. *Fish and Fisheries*, 21(5), 906–915. <https://doi.org/10.1111/faf.12469>
- Ferragut-Perello, F., Ramírez-Amaro, S., Tsikliras, A. C., Petit-Marty, N., Dimarchopoulou, D., Massutí, E., Serrat, A., & Ordines, F. (2023). Exploitation and Conservation Status of the Thornback Ray (*Raja clavata*) in the Balearic Islands (Western Mediterranean). *Fishes*, 8(2). <https://doi.org/10.3390/fishes8020117>
- Follesa, M. C., Cannas, R., Cau, A., Cuccu, D., Gastoni, A., Ortu, A., Pedoni, C., Porcu, C., & Cau, A. (2011). Spillover effects of a Mediterranean marine protected area on the European spiny lobster *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) resource. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 21(6), 564–572. <https://doi.org/10.1002/aqc.1213>
- Follesa, M. C., Cuccu, D., Cannas, R., Cabiddu, S., Murenu, M., Sabatini, A., & Cau, A. (2008). Effects of marine reserve protection on spiny lobster (*Palinurus elephas* Fabr., 1787) in a central western Mediterranean area. *Hydrobiologia*, 606(1), 63–68. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9346-8>
- Gandra, M., Assis, J., Martins, M. R., & Abecasis, D. (2021). Reduced Global Genetic Differentiation of Exploited Marine Fish Species. *Molecular Biology and Evolution*, 38(4), 1402–1412. <https://doi.org/10.1093/MOLBEV/MSAA299>
- García-Díaz, M. M., Tuset, V. M., González, J. A., & Socorro, J. (1997). Sex and reproductive aspects in *Serranus cabrilla* (Osteichthyes: Serranidae): Macroscopic and histological approaches. *Marine Biology*, 127(3), 379–386. <https://doi.org/10.1007/s002270050024>
- Giakoumi, S., Scianna, C., Plass-Johnson, J., Micheli, F., Grorud-Colvert, K., Thiriet, P., Claudet, J., Di Carlo, G., Di Franco, A., Gaines, S. D., García-Charton, J. A., Lubchenco, J., Reimer, J., Sala, E., & Guidetti, P. (2017). Ecological effects of full and partial protection in the crowded Mediterranean Sea: A regional meta-analysis. *Scientific Reports*, 7(1), 1–12. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-08850-w>

- Guidetti, P., & Sala, E. (2007). Community-wide effects of marine reserves in the Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 335, 43–56.
<https://doi.org/10.3354/meps335043>
- Harmelin-Vivien, M., Le Diréach, L., Bayle-Sempere, J., Charbonnel, E., García-Charton, J. A., Ody, D., Pérez-Ruzafa, A., Reñones, O., Sánchez-Jerez, P., & Valle, C. (2008). Gradients of abundance and biomass across reserve boundaries in six Mediterranean marine protected areas: Evidence of fish spillover? *Biological Conservation*, 141(7), 1829–1839.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.029>
- Ivanova, N. V., Zemlak, T. S., Hanner, R. H., & Hebert, P. D. N. (2007). Universal primer cocktails for fish DNA barcoding. *Molecular Ecology Notes*, 7(4), 544–548.
<https://doi.org/10.1111/J.1471-8286.2007.01748.X>
- Kumar, S., Stecher, G., Li, M., Knyaz, C., & Tamura, K. (2018). MEGA X: Molecular evolutionary genetics analysis across computing platforms. *Molecular Biology and Evolution*, 35(6), 1547–1549. <https://doi.org/10.1093/molbev/msy096>
- Lloret, J., Galzin, R., Gil De Sola, L., Souplet, A., & Demestre, M. (2005). Habitat related differences in lipid reserves of some exploited fish species in the north-western Mediterranean continental shelf. *Journal of Fish Biology*, 67(1), 51–65.
<https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2005.00708.x>
- Lloret, J., & Planes, S. (2003). Condition, feeding and reproductive potential of white seabream *Diplodus sargus* as indicators of habitat quality and the effect of reserve protection in the northwestern Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, 248(Benaka 1999), 197–208. <https://doi.org/10.3354/meps248197>
- Moranta, J., Barberá, C., Druet, M., & Zaragoza, N. (2014). Caracterización ecológica de la plataforma continental (50-100 m) del canal de Menorca. Informe final área LIFE+ INDEMARES (LIFE07/NAT/E/000732). Instituto Español de Oceanografía-Centro Oceanográfico de Baleares (Palma). Coordinación: Fundación Biodiversidad, Palma, 504 pag.
- Ogwang, J. (2019). Genetic diversity comparison among invasive fish populations (*Nemipterus randalli* and *Serranus cabrilla*) from Mediterranean and Red Sea coastal waters using cytochrome c oxidase subunit I (COI) The American University in Cairo School of Sciences and Engineering) - A Thesis Submitted to The Department of Biology Biotechnology by

Joel Ogwang under the supervision of Dr . Arthur Bos.

- Oleksiak, M. F., & Rajora, O. P. (2020). Marine population genomics: challenges and opportunities. *Population genomics: Marine organisms*, 3-35.
- Ordines, F., Moranta, J., Palmer, M., Lerycke, A., Suau, A., Morales-Nin, B., & Grau, A. M. (2005). Variations in a shallow rocky reef fish community at different spatial scales in the western Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 304, 221–233. <https://doi.org/10.3354/meps304221>
- Ordines, F., & Massutí, E. (2009). Relationships between macro-epibenthic communities and fish on the shelf grounds of the western Mediterranean. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19: 370-383.
- Ordines, F., Quetglas, A., Massutí, E., & Moranta, J. (2009). *Habitat preferences and life history of the red scorpion fish, Scorpaena notata, in the Mediterranean.* <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.09.020>
- Ordines, F., Bauzá, M., Sbert, M., Roca, P., Gianotti, M., & Massutí, E. (2015). Red algal beds increase the condition of nekto-benthic fish. *Journal of Sea Research*, 95, 115–123. <https://doi.org/10.1016/J.SEARES.2014.08.002>
- Pérez-Ruzafa, Á., González-Wangüemert, M., Lenfant, P., Marcos, C., & García-Charton, J. A. (2006). Effects of fishing protection on the genetic structure of fish populations. *Biological Conservation*, 129(2), 244–255. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.10.040>
- Petit-Marty, N., Liu, M., Tan, I. Z., Chung, A., Terrasa, B., Guijarro, B., Ordines, F., Ramírez-Amaro, S., Massutí, E., & Schunter, C. (2022). Declining Population Sizes and Loss of Genetic Diversity in Commercial Fishes: A Simple Method for a First Diagnostic. *Frontiers in Marine Science*, 9(May), 1–11. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.872537>
- Petit-Marty, N., Vázquez-Luis, M., & Hendriks, I. E. (2020). *Use of the nucleotide diversity in COI mitochondrial gene as an early diagnostic of conservation status of animal species.* <https://doi.org/10.1111/conl.12756>
- Reñones, O., Massutí, E., & Morales-Nin, B. (1995). Life history of the red mullet *Mullus surmuletus* from the bottom-trawl fishery off the Island of Majorca (north-west Mediterranean). *Marine Biology*, 123(3), 411–419. <https://doi.org/10.1007/BF00349219>
- Rozas, J., Ferrer-Mata, A., Sánchez-DelBarrio, J.C., Guirao-Rico, S., Librado, P., Ramos-Onsins,

- S.E., Sánchez-Gracia, A. (2017). DnaSP 6: DNA Sequence Polymorphism Analysis of Large Datasets. *Mol. Biol. Evol.* 34: 3299–3302. DOI: 10.1093/molbev/msx248
- Rowley, R. J. (1994). Marine reserves in fisheries management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 4(3), 233–254. <https://doi.org/10.1002/aqc.3270040305>
- Sahyoun, R., Guidetti, P., Di Franco, A., & Planes, S. (2016). Patterns of fish connectivity between a marine protected area and surrounding fished areas. *PLoS ONE*, 11(12), 1–15. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0167441>
- Sillero-Ríos, J., Sureda, A., Capó, X., Oliver-Codorniú, M., & Arechavala-Lopez, P. (2018). Biomarkers of physiological responses of *Octopus vulgaris* to different coastal environments in the western Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 128(January), 240–247. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.032>
- Smith, C.L. (1981): “Serranidae”. En: Fischer, W./ Bianchi, G. & Scott, W.B. (eds.): *FAO Species Identification Sheets for Fishery Purpose. Eastern Central Atlantic; Fishing Areas 34, 47 (in part)*. Ottawa. Canada funds-in-Trust. Department of Fisheries and Oceans Canada, by arrangement with the Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Vogiatzi, E., Hanel, R., Dailianis, T., Lagnel, J., Hassan, M., Magoulas, A., & Tsigenopoulos, C. S. (2012). Description of microsatellite markers in four mullids based on the development and cross-species amplification of 18 new markers in red mullet (*Mullus barbatus*). *Biochemical Systematics and Ecology*, 44, 279–285. <https://doi.org/10.1016/j.bse.2012.06.006>
- Ward, R. D., Zemlak, T. S., Innes, B. H., Last, P. R., & Hebert, P. D. N. (2005). DNA barcoding Australia’s fish species. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360(1462), 1847–1857. <https://doi.org/10.1098/rstb.2005.1716>
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York. ISBN 978-3-319-24277-4, <https://ggplot2.tidyverse.org>.

Impactos acumulativos y planificación marítima. Los proyectos GES4SEAS y MarinePlan. Primeros resultados.

Bas, M.; Ortega Cerdà, M.; Castro-Cadenas, M.D.; Lloret-Lloret, E.; Steenbeek, J.; Ramírez, F.; Sbragaglia, V.; Coll, M.

ICM- CSIC

El proyecto GES4SEAS (*Achieving Good Environmental Status for maintaining ecosystem services, by assessing integrated impacts of cumulative pressures*) es un proyecto europeo, que empezó el año 2022 y terminará en 2026, y tiene como objetivo principal facilitar datos y distintas herramientas para guiar la aplicación de la gobernanza marina con la finalidad de minimizar las presiones humanas y sus impactos sobre la biodiversidad marina y el funcionamiento ecosistémico, al mismo tiempo que se mantiene el proveimiento de los servicios ecosistémicos. Por su parte el proyecto MARINEPLAN (*Improved transdisciplinary science for effective ecosystem-based maritime spatial planning and conservation in European Seas*), que empezó en 2022 y termina en 2025, y tiene como misión principal facilitar la implementación de una planificación espacial marina coherente con una aproximación ecosistémica, a través del desarrollo de análisis y herramientas específicas, con el fin de alinear la planificación espacial a los objetivos de conservación y restauración establecidos. Puede encontrarse más información detallada de ambos proyectos en las webs <https://www.ges4seas.eu/> y <https://www.marineplan.eu/>, respectivamente.

En ambos casos el equipo del Instituto de Ciencias del Mar contribuye a los objetivos de los proyectos a través del desarrollo de nuevas herramientas analíticas y su implementación para el conjunto de la cuenca occidental Mediterránea, aportando así una perspectiva transnacional a las políticas de conservación y planificación espacial marina del Mediterráneo Occidental.

Uno de los primeros resultados de los proyectos ha sido recogido en el artículo "*Identifying and prioritizing demersal fisheries restricted areas based on combined ecological and fisheries criteria: the Western Mediterranean*" publicado en la revista Marine Policy y disponible en libre acceso en <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2023.105850>.

En él se parte de la idea que en la cuenca del Mediterránea occidental, una zona de alta biodiversidad marina sometida a una fuerte presión por el cambio climático y las intensas actividades humanas, las Áreas Restringidas de Pesca (FRA) pueden formar parte de un conjunto de medidas de gestión efectivas para contribuir a aumentar la sostenibilidad pesquera en la región y pueden considerarse, bajo algunas condiciones, Soluciones basadas en la Naturaleza (NbS). Sin embargo, aún no está claro cómo priorizar las zonas de implementación bajo una perspectiva de cuenca. En este estudio, basado en criterios ecológicos y pesqueros combinados, identificamos y priorizamos seis posibles áreas prioritarias para la gestión (PAM) en el Mar Mediterráneo occidental. Están específicamente dirigidas a la protección y recuperación de hábitats esenciales para especies de peces demersales (*Essential Fish Habitats*, EFH) y la conservación de ecosistemas marinos vulnerables (*Vulnerable Marine*

Ecosystems, VME), al tiempo que requieren una adaptación limitada de las prácticas pesqueras debido a su relativa baja presión pesquera. Igualmente comparamos las áreas identificadas como prioritarias con aquellas que están actualmente bajo protección y con áreas que han sido propuestas para protección en el Consejo General de la Pesca del Mediterráneo (CGPM). Nuestros resultados muestran que las FRA y otras medidas de gestión espacial introducidas en los últimos años contribuyen marginalmente a la protección de las PAM en las zonas no territoriales de la región del Mediterráneo occidental. Sin embargo, la adopción de las FRA que actualmente se están debatiendo en la CGPM podría contribuir significativamente a mejorar la situación. Las FRA también podrían contribuir a hacer operativas las SbN en el Mediterráneo occidental si se diseñan e implementan adecuadamente.

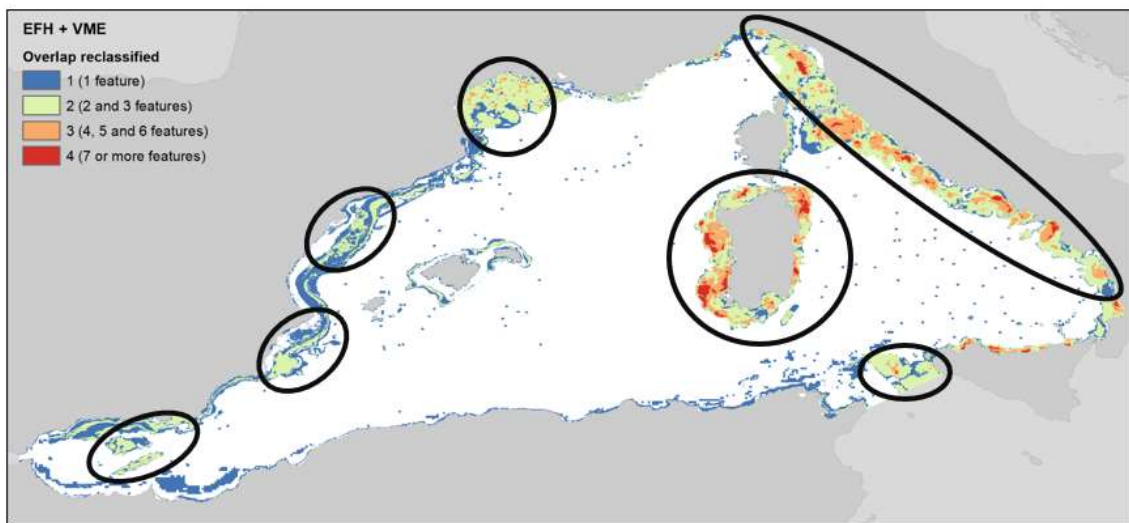


Figura 1. Áreas en las que se acumulan zonas especialmente relevantes por la presencia de hábitats esenciales para peces demersales y ecosistemas marinos vulnerables.

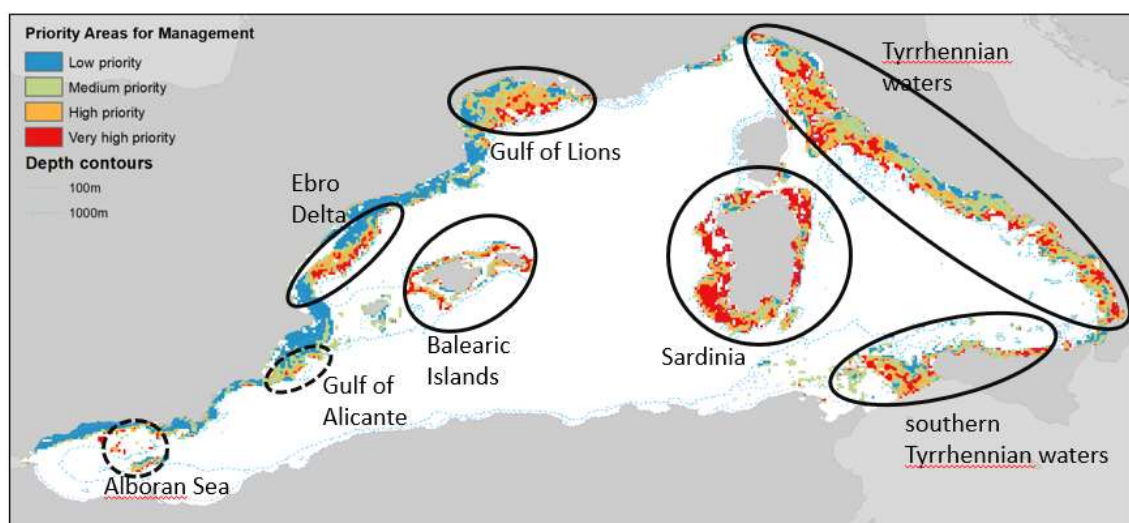


Figura 2. Áreas prioritarias de gestión (PAM) en los que coinciden alta presencia de VMEs y EFHs, así como baja presión pesquera.

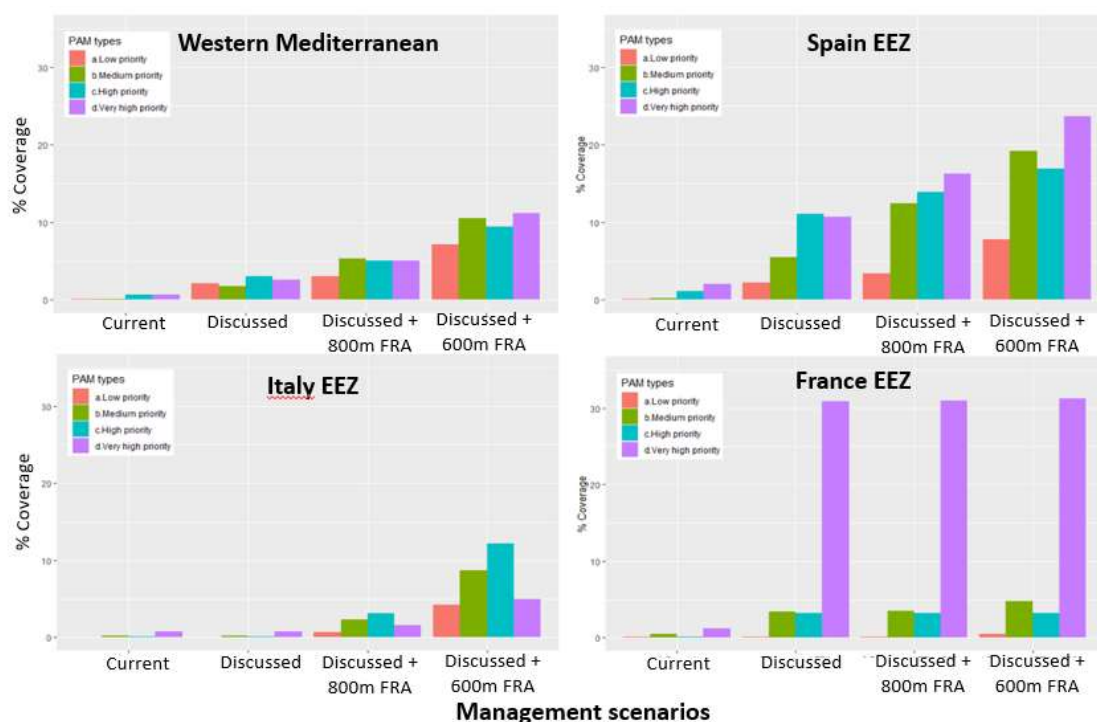


Figura 3. Nivel de cobertura de las PAMs extraterritoriales de las figuras actuales de conservación y frente a diversos escenarios actualmente en discusión en el ámbito del CGPM.

Agradecimientos:

Los autores quieren agradecer la financiación parcial por parte del proyecto EU Grant Agreement 101059877 – (GES4SEAS project) y EU GA 101059407 (MarinePlan project), así como al gobierno español por el reconocimiento ‘Severo Ochoa Centre of Excellence’ (CEX2019-000928-S). María D. Castro-Cadenas agradece la beca FPU del Ministerio de Universidades (reference FPU2020/04852). Maria Bas agradece la ayuda FJC2020-043762-I financiada por MCIN/AEI/10.13039/501100011033 y por la “Unión Europea NextGenerationEU/PRTR” Finalmente, los autores quieren agradecer el apoyo de MedReAct y el acceso a los datos de bases de VMEs por parte del CGPM.

Seguimiento científico de una campaña experimental en la Isla de Alborán con malla de 50 mm.

José Luis Pérez Gil¹, José Miguel Serna-Quintero¹, JorgeBaro¹, María José Meléndez¹, Jorge Herrera², Paloma Carrasco² y Elvira Morote².

¹CNIEO-CSIC. Centro Oceanográfico de Málaga. Puerto pesquero S/N. Fuengirola. 29640.,²Organización de Productores Pesqueros de Almería, OPP 71. Puerto pesquero. Almería. 04002.

1. Introducción.

El Reglamento (UE) 2019/1022 del Parlamento Europeo y del Consejo de 20 de junio de 2019, que establece un plan plurianual para la pesca demersal en el Mediterráneo occidental (MAP), considera que, para alcanzar los objetivos de la Política Pesquera Común, se deben adoptar medidas de conservación tales como planes plurianuales, medidas técnicas y establecer y asignar el esfuerzo pesquero máximo admisible. Así, el Artículo 7.3.b de dicho Reglamento prevé la posibilidad de completar la reducción del esfuerzo pesquero con cualesquiera otras medidas técnicas o de conservación pertinentes adoptadas de conformidad con la legislación de la Unión, al objeto de alcanzar el F_{MRS} a más tardar el 1 de enero de 2025.

Teniendo en cuenta estas consideraciones, la Organización de productores pesqueros de Almería (OPP-71), tras mantener diversos contactos con la Secretaría General de Pesca, propuso al CNIEO-CSIC la realización de una experiencia de mejora de la selectividad con el objetivo de testar la eficiencia en el arte de arrastre de la malla cuadrada en el copo de 40 mm versus la malla cuadrada de 50 mm en fondos de gamba roja en la Isla de Alborán. El seguimiento científico de esta experiencia de selectividad fue coordinado por el equipo de pesca del Mediterráneo del Centro Oceanográfico de Málaga.

2. Material y métodos.

Para la puesta en marcha de esta experiencia, el sector pesquero involucrado en las pesquerías demersales que se desarrollan en el caladero de la Isla de Alborán, por medio de la Organización de Productores Pesqueros de Almería (OPP-71), puso a disposición para la realización de los trabajos de campo previos a la elaboración del estudio de selectividad, la embarcación “El Secre”, con puerto base en Almería. Esta embarcación estuvo disponible para la realización del estudio piloto durante los meses de septiembre – noviembre de 2022 aproximadamente.

Durante toda la campaña experimental, se trabajó con un sobrecopo de 20 mm de malla para la realización de las pescas experimentales tanto con la malla cuadrada de 40 mm como con la de 50 mm. Teniendo en cuenta la disponibilidad efectiva de la embarcación, se ajustó un número mínimo de operaciones de pesca válidas o lances mínimo que se estableció en 15 pescas efectivas con cada una de las mallas utilizadas, realizándose la alternancia entre dos mareas sucesivas indicadas en el capítulo anterior. Durante la realización del estudio, los 30 lances válidos previstos se concentraron en un periodo de tiempo breve. La especificación previa al inicio del estudio, dada la limitación de la embarcación fue de no más de 30 días, sin embargo, dada las buenas condiciones meteorológicas en la Isla de Alborán y la ausencia de

imprevistos técnicos o mecánicos, los lances previstos se pudieron realizar en una sola marea de 7 días de duración.

En cada una de las pescas consideradas válidas para el estudio, se recopiló la siguiente información:

- Información de las pescas (posición, duración, etc.)
- Número y peso de las especies retenidas en el copo, tanto de la fracción comercial como de la descartada.
- Número y peso de las especies retenidas en el sobrecopo, tanto de la fracción comercial como de la descartada.
- La distribución de tallas de las especies objetivo del Plan de Gestión Multianual (MAP) y de las principales especies acompañantes, tanto de la fracción comercial como de la descartada, en el copo y en el sobrecopo.
- Dada la naturaleza y objetivos del estudio, no se contempló a priori capturas significativas en el talud medio de otras especies del MAP como merluza, cigala o gamba blanca. Por lo tanto no hizo falta priorizar los muestreos de gamba roja, que en todo caso siempre fueron los más abundantes en número y peso en la fracción comercial.
- Al principio y al final de cada operación de pesca, se realizó la medida de la malla de los copos y sobrecopo empleados según el estándar de ICES con el objeto de testar posibles anomalías o distensiones en las mallas.

El método utilizado para testar la selectividad de las mallas tanto de 40 mm como de 50 mm, fue el de sobrecopo (Beverton et al, 1963; Wilemanet,1996). Esta metodología se fundamenta en la colocación sobre el copo (Figura 1) de una cobertura de malla más pequeña que la que se va a ensayar, con el fin de atrapar a los individuos escapados de la malla testada (40 o 50 mm en el presente estudio). En este método, se estima que las dimensiones del sobrecopo debe ser al menos 1,5 veces más larga y ancha que el copo, el cual se estructura alrededor de unos aros que permiten un buen filtrado para evitar un efecto negativo en la selectividad de la red. En este caso, la tapa utilizada fue de 20 mm de luz.

El sistema copo-sobrecopo para ser utilizado en la experiencia de selectividad se diseñó ad-hoc basado en el esquema de la figura 1. (ICES, 1996).

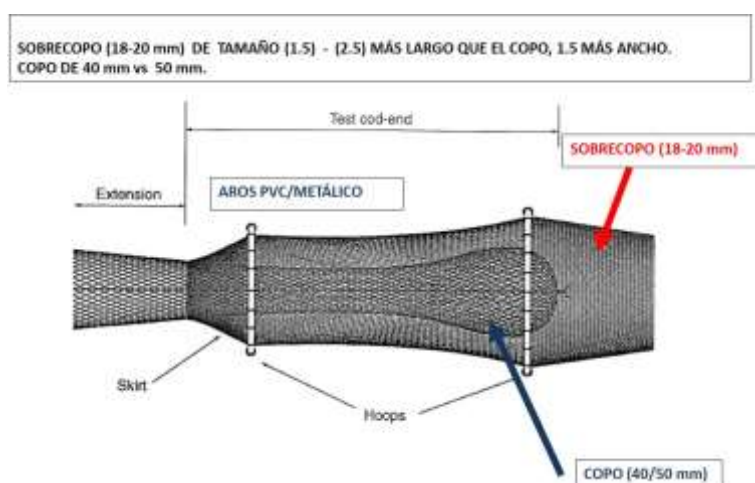


Figura del ser

1. Características sistema copo-sobrecopo construido para empleado a bordo

Para la especie objetivo del estudio (gamba roja), se ajustó una curva logística para cada copo testado (40 y 50 mm) realizando el ajuste mediante una transformación logarítmica a una recta según la siguiente expresión:

$$P(l) = \frac{1}{1 + e^{-(a+b \cdot l)}}$$

Donde P(l) es la probabilidad de que un pez de longitud l sea retenido después de entrar en el copo y “a” y “b” son parámetros a estimar (Paloheimo y Cadima, 1964; Kimura, 1977, y Houdal et al, 1982.

Este ajuste logístico es robusto y se basa en la estimación de dos parámetros solamente, donde se asume una simetría en la curva de selección del copo testado, sin embargo se ha optado por esta elección para poder realizar una comparación con estudios de selectividad llevados a cabo con anterioridad en la misma área de estudio (Baro et al, 2005; Masutti et al, 2005, etc) en los cuales se empleó este ajuste logístico. No obstante, con el objetivo de testar la robustez de los resultados obtenidos con la expresión logística de Paloheimo y Cadima, se ha realizado el ajuste de la curva de selectividad para los copos de 40 y 50 mm para la gamba roja empleando otras aproximaciones matemáticas que se reseñan en la tabla 1.

Tabla 1. Diferentes modelos de ajuste de la curva de selectividad testados en el estudio, además de la clásica sigmoidal con 2 parámetros.

Modelo	Parámetros	Expresión matemática
Sigmoidal	a,b,x0	$P(l) = a/(1+\exp(-(l-x0)/b))$
Logístico	a,b,x0	$P(l) = \text{if}(l <= 0, \text{if}(b < 0, 0, a), \text{if}(b > 0, a/(1+\text{abs}(l/x0)^b), a * \text{abs}(l/x0)^{\text{abs}(b)} / (1+(\text{abs}(l/x0))^{\text{abs}(b)})))$
Weibull	a,b,c,x0,y0	$P(l) = \text{if}(l <= x0 - b * \ln(2)^{1/c}, y0, y0 + a * (1 - \exp(-(\text{abs}(l - x0 + b * \ln(2)^{1/c})/b)^c))$
Gompertz	a,b,x0	$P(l) = a * \exp(-\exp(-(l-x0)/b))$
Hill	a,b,c	$p(l) = a * l^b / (c^b + l^b)$
Chapman	a,b,c	$P(l) = a * (1 - \exp(-b * l))^c$

3. Resultados.

3.1. Operaciones de pesca.

La experiencia se desarrolló en los caladeros de gamba roja de la Isla de Alborán, en concreto en el estrato batimétrico del talud medio (500-800) metros de profundidad.

Las tareas de prospección y pescas se completaron en una marea de 7 días de duración que se llevó a cabo del 11 al 17 de octubre de 2022. En la citada marea se efectuaron 35 operaciones de pesca (lances), de los cuales 30 se consideraron válidos, entendiéndose como lances válidos, aquellos con un número de ejemplares de gamba roja medidos fue suficientemente significativo para el estudio de selectividad. De los lances considerados válidos 15 se efectuaron utilizando la malla cuadrada en el copo de 40 mm y 15 con la malla cuadrada de 50 mm.

La mayor parte de las operaciones de pesca se llevaron a cabo en la zona denominada “Pantano-400” junto con 5 lances efectuados en las zonas “Corrida Nueva” y “Norte” (Figura 2).

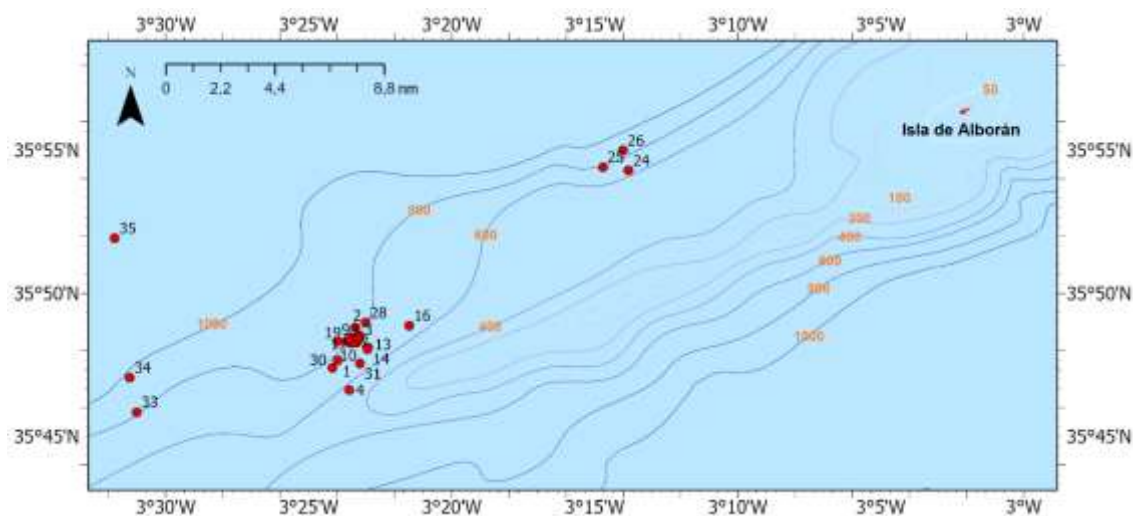


Figura 2. Localización geográfica de los caladeros de gamba roja de la Isla de Alborán donde se realizaron las operaciones de pesca en el estudio y situación de las operaciones de pesca realizadas durante el estudio.

En las operaciones de pesca realizadas en la experiencia de selectividad el grupo faunístico más representativo fue el de los peces con 28 especies diferentes registradas, seguido por el de los crustáceos (15), moluscos (9) y equinodermos con 3 especies (Tabla2).

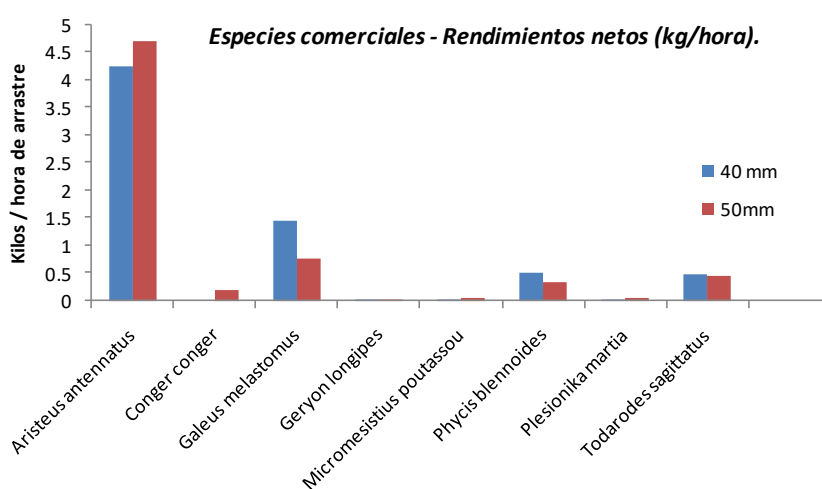
Tabla 2. Listado faunístico de las especies capturadas en el estudio.

Osteichthyes	Crustacea
<i>Arctozenus risso</i>	<i>Acanthephyra purpurea</i>
<i>Argyrolepecus hemigymnus</i>	<i>Aegaeon lacazei</i>
<i>Bentosema glaciale</i>	<i>Alpheus glaber</i>
<i>Capros aper</i>	<i>Aristeus antennatus</i>
<i>Centrolophus niger</i>	<i>Geryon longipes</i>
<i>Chauliodus sloani</i>	<i>Plesionika acanthonotus</i>
<i>Chimaera monstrosa</i>	<i>Plesionika heterocarpus</i>
<i>Conger conger</i>	<i>Plesionika martia</i>
<i>Dalatias licha</i>	<i>Polycheles typhlops</i>
<i>Dipturus oxyrinchus</i>	<i>Robustosergia robusta</i>
<i>Epigonus denticulatus</i>	<i>Pasiphaea multidentata</i>
<i>Etmopterus spinax</i>	<i>Pasiphaea sivado</i>
<i>Gadella maraldi</i>	<i>Penaeopsis serrata</i>
<i>Gadiculus argenteus argenteus</i>	<i>Phronima sedentaria</i>
<i>Galeus melastomus</i>	<i>Pagurus alatus</i>
<i>Hoplostethus mediterraneus</i>	Mollusca
<i>Lampanyctus crocodilus</i>	<i>Bathypolypus sponsalis</i>
<i>Micromesistius poutassou</i>	<i>Ancistroteuthis lichtensteini</i>
<i>Stomias boa boa</i>	<i>Brachioteuthis riisei</i>
<i>Symphurus nigrescens</i>	<i>Chiroteuthis veranii</i>
<i>Phycis blennoides</i>	<i>Histioteuthis bonnellii</i>
<i>Myctophidae</i>	<i>Histioteuthis reversa</i>
<i>Nemichthys scolopaceus</i>	<i>Todarodes sagittatus</i>
<i>Nezumia aequalis</i>	<i>Opisthoteuthis agassizii</i>
<i>Notacanthus bonaparte</i>	Echinodermata
<i>Alepocephalus rostratus</i>	<i>Molpadia musculus</i>
<i>Tetronarce nobiliana</i>	<i>Holothuria spp</i>
<i>Trachyrinchus scabrus</i>	<i>Ophiura ophiura</i>

3.2. Rendimientos.

Con el objetivo de poder realizar comparaciones entre las pescas realizadas con las mallas cuadradas de 40 y 50 milímetros, las capturas registradas en cada pesca se han estandarizado como índices de abundancia expresadas como kilogramos por hora de arrastre (kg/h) y número de individuos por hora de arrastre (N/h).

Analizando la composición faunística y los rendimientos obtenidos en todos los lances válidos, se observa como en la fracción comercial de la captura, los rendimientos de gamba roja son sensiblemente superiores tanto en peso como en número a las otras especies comerciales independientemente de la malla utilizada, constatándose el componente mono específico



acusado que tiene esta pesquería en el mar de Alborán (Figura 3).

Figura 3. Rendimientos netos

(kg/hora de arrastre) obtenidos para las especies comerciales empleando las mallas cuadradas de 40 y 50 mm en los 30 lances válidos realizados en la experiencia de selectividad.

No obstante, en general, los rendimientos en la captura para ambos copos de especies comerciales denominadas “acompañantes” o “by-catch” además de ser minoritario en comparación con los rendimientos de gamba roja, fueron bajos, no registrándose ninguna captura de ejemplares adultos de *Merluccius merluccius* o *Lophius sp*, que no son inusuales en la composición faunística en la pesca de arrastre en estos fondos.

Para las especies comerciales (incluyendo la gamba roja) más relevantes en las capturas, se ha realizado un test t-Student de comparación de medias de los rendimientos entre los copos de malla cuadrada de 40 y 50 mm para testar la hipótesis nula de igualdad de medias (Tabla 3). En los resultados finales del test no se apreciaron diferencias significativas entre los dos tipos de mallas testadas con la excepción de *Phycis blennoides*, en donde se apreciaron diferencias significativas en las medias de los rendimientos entre las mallas de 40 y 50 mm cuadradas.

Tabla 3. Resultados del test t-Student de igualdad de medias para los rendimientos obtenidos en ambas mallas. Hipótesis nula H_0 = No se aprecian diferencias significativas entre ambas medias.

Especie	40 mm vs 50 mm			
	t	Valor crítico (V)	P	Aceptación Ho (igualdad medias)
<i>Aristeus antennatus</i>	-0.39	1.73	0.34	0.05<P;t<V
<i>Galeus melastomus</i>	0.95	1.73	0.17	0.05<P;t<V
<i>Phycis blennoides</i>	2.85	1.76	0.012	0.05>P;t>V
<i>Todarodes sagittatus</i>	-0.061	1.71	0.47	0.05<P;t<V

Los rendimientos en peso obtenidos para gamba roja fueron muy similares para las dos mallas. Cabe reseñar que, en el caso de las especies comerciales accesorias más abundantes en la captura, como es el caso de *Phycis blennoides* y *Galeus melastomus*, los rendimientos utilizando la malla de 40 mm fueron ligeramente superiores.

Los porcentajes de escape del copo hacia el sobrecopo para el caso de *A. antennatus* fueron bastante bajos tanto en peso (0.7% y 1.2% para las mallas de 40 y 50 respectivamente) y en número (2.2% y 2.8%) y en todo caso sin alcanzar grandes diferencias utilizando una malla u otra.

En la tabla 4 se pueden observar los porcentajes en peso de descarte registrados para la gamba roja en ambos copos, así como para algunas especies comerciales acompañantes y del total de la captura registrada.

Tabla 4. Porcentajes de descarte y retención en el sobrecopo en peso de las principales especies comerciales y del total de la captura.

% de descarte y retención en sobrecopo	Malla de 40 mm		Malla de 50 mm	
	% descarte	% sobrecopo	% descarte	% sobrecopo
<i>Aristeus antennatus</i>	0	0.09	0.04	0.17
<i>Galeus melastomus</i>	98.55	0.06	96.88	0.07
<i>Micromesistius poutassou</i>	0	0	72.49	0
<i>Phycis blennoides</i>	2.52	0	1.18	0
<i>Todarodes sagittatus</i>	2.97	0.01	51.43	0.03
Total (Especies comerciales + no comerciales)	57	5.69	39.24	14.51

3.3. Distribuciones de tallas.

El desarrollo de las actividades a bordo en la experiencia de selectividad se ha centrado en la especie objetivo (*Aristeus antennatus*) que presenta una pesquería con un alto grado de especificidad. A este hecho hay que añadir las características del hábitat de las zonas de pesca, conformadas normalmente por áreas de fangos batiales de gran profundidad. Todas las operaciones de pesca se han concentrado en una sola marea de 7 días de duración, circunstancia que condicionó en gran medida la composición en las capturas de especies comerciales que se pueden asignar a la categoría de by-catch.

3.3.1. By-catch y condricios de interés.

En la tabla 5 se recogen los muestreos de tallas realizados para la captura comercial y condricios considerados de interés. Nos referimos a especies como *Galeus melastomus*, *Micromesistius poutassou* y *Phycis blennoides*, cuyo volumen de captura en peso y número fue muy bajo en comparación con las capturas de gamba roja y que imposibilitó una estimación plausible de parámetros de selección para este grupo de especies. En la figura 5 se muestran las distribuciones de tallas ponderadas a la marea de las especies accesorias en la pesquería de

gamba roja. Observando los datos de esta tabla y las distribuciones de frecuencia de tallas para las especies más abundantes en este grupo, solamente en el caso de *Galeus melastomus* se alcanzaron valores de tallas medias superiores en la malla de 50 mm que sería lo esperado para otras especies ícticas. No obstante, el número de ejemplares capturado perteneciente al grupo de especies acompañantes fue bajo en todas las pescas.

Tabla 5. Muestreos de tallas de especies acompañantes den la pesquería de *A. antennatus* realizados para las dos mallas testadas.

Especie	40 mm				50 mm			
	Rango	Talla media	Ejemp. Medidos	Ejemp. Ponderados	Rango	Talla media	Ejemp. Medidos	Ejemp. Ponderados
<i>Centrolophus niger</i>	58-58	58	1	1	-	-	-	-
<i>Chimaera monstrosa</i>	5-5	5	1	1	25-25	25	1	1
<i>Dalatias licha</i>	90-112	93	2	2	-	-	-	-
<i>Dipturus oxyrinchus</i>	32-32	32	1	1	101-101	101	1	1
<i>Etmopterus spinax</i>	26-37	28	19	126	25-33	27	14	54
<i>Galeus melastomus</i>	9-53	17	266	638	8-54	26	82	497
<i>Micromesistius poutassou</i>	26-28	26	7	7	26-30	26	5	11
<i>Phycis blennoides</i>	21-51	29	86	96	19-49	22	65	65
<i>Todarodes sagittatus</i>	11-30	19	106	106	13-30	18	47	59
<i>Torpedo spp</i>	55-89	71	4	4	61-61	61	1	1

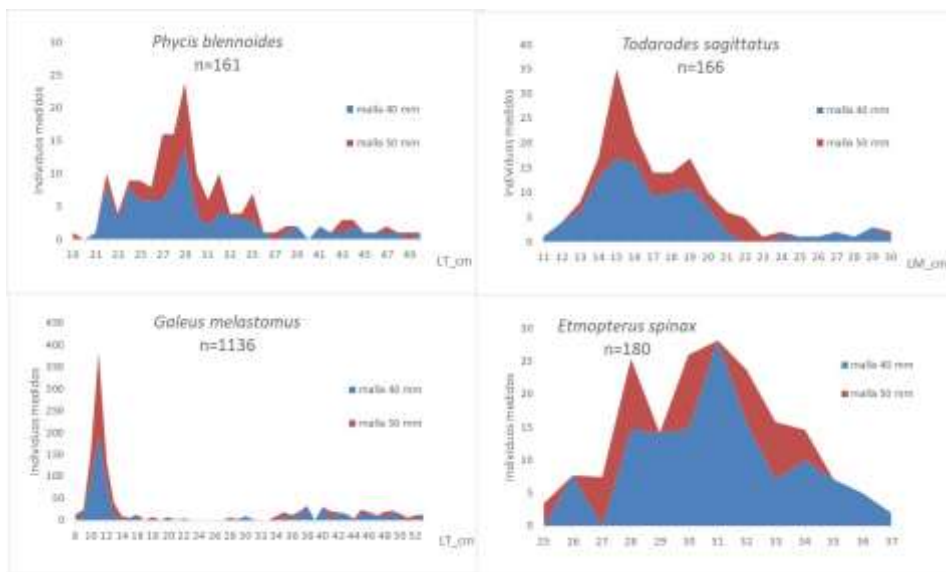


Figura 4. Distribuciones de tallas de las capturas accesorias más relevantes.

En las distribuciones de tallas del componente del by-catch y condriktios no comerciales más abundantes en la captura (Figura 4) se pueden observar patrones de distribución similares en ambas mallas empleadas.

3.3.2. Distribuciones de tallas de *Aristeus antennatus*.

En la Tabla 6 se puede observar el número de individuos de *Aristeus antennatus* medidos en los copos de 40 y 50 mm en los 30 lances muestreados. En el test “t-Student” realizado para comparar las medias muestrales para sexos conjuntos y por separado, no se observaron diferencias significativas entre las dos mallas testadas.

Tabla 6. Muestreos de gamba roja realizados para ambas mallas. Test t-Student, ns= no existen diferencias significativas entre las 2 mallas testadas.

Especie	Malla de 40 mm				malla de 50 mm				t-Student, p=0.05
	Rango	Talla media	Desviación	Ejemplares	Rango	Talla media	Desviación	Ejemplares	
<i>A. antennatus</i>	19-61	40.01	1.32	4176	20-62	39.8	1.3	4290	ns
<i>A. antennatus - Machos</i>	20-41	30.3	1.1	798	20-44	30.1	1.2	750	ns
<i>A. antennatus - Hembras</i>	19-61	41.8	1.43	3378	20-62	41.2	1.2	3540	ns

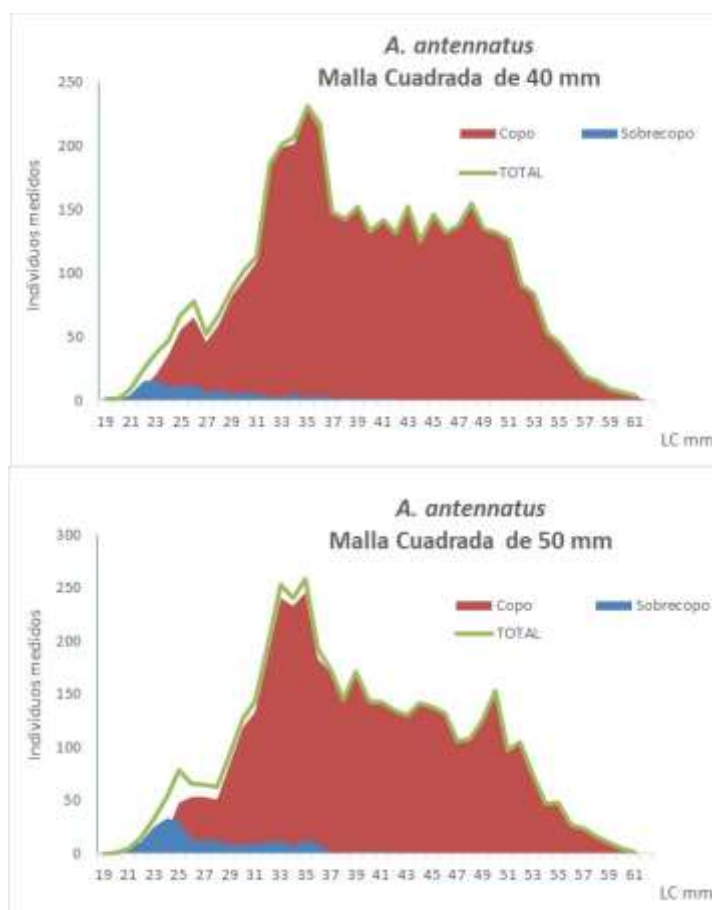


Figura 5. Distribuciones de frecuencia de tallas de *Aristeus antennatus* en el copo, sobre copo y totales para las mallas de 40 y 50 mm cuadradas.

En las distribuciones de tallas de gamba roja para ambos copos (Figura 5) el número de individuos medidos y la distribución de frecuencia de tallas obtenida fueron muy similares. Observando las distribuciones de frecuencia de tallas por sexo en la figura 6, no se observa

ningún patrón significativo ligado al acusado dimorfismo sexual de esta especie que pudiera tener una especial relevancia al utilizar una malla de 50 mm frente a una de 40 mm.

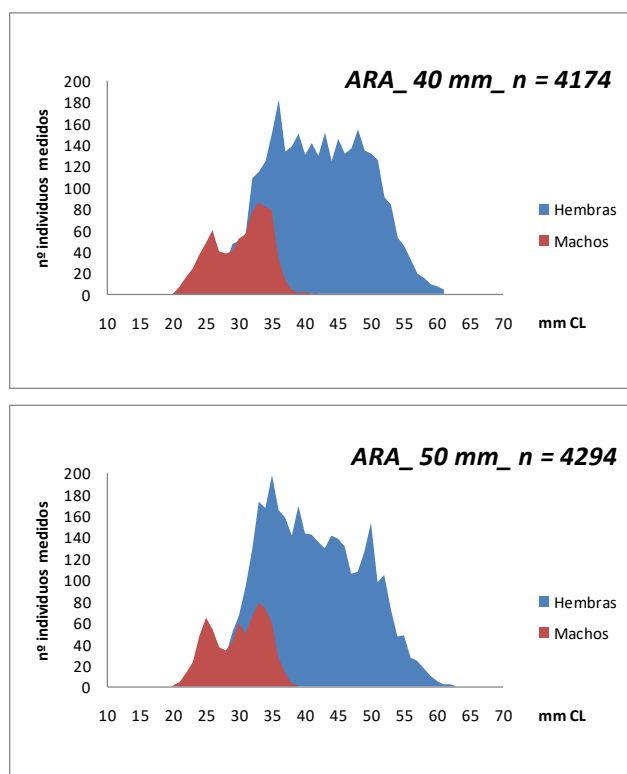


Figura 6. Distribuciones de frecuencia de tallas de *A. antennatus* por sexo en el copo y sobre copo para las mallas de 40 y 50 mm cuadradas.

3.4. Parámetros de selectividad.

La propia naturaleza de la experiencia de selectividad y la característica monoespecífica de la pesquería de gamba roja en la isla de Alborán, ha condicionado que los parámetros de selección se hayan calculado solamente para la especie objetivo, ya que los rendimientos obtenidos para otras especies comerciales no fueron relevantes e impidieron cualquier ajuste logístico.

En la tabla 7 se observan los parámetros ajustados con el modelo logístico de Palohemio y Cadima que nos permite comparar ajustes similares realizados en la isla de Alborán (Baro et al 2005) y áreas adyacentes (Massuti et al 2005, García et al, 2007).

<i>Aristeus antennatus</i> - Isla de Alborán							
Tipo de malla	L25	L50	L75	Rango de selección	Coef. correlación_R	Método de ajuste	Referencia
40 mm cuadrada	15.7	19.9	24.1	8.4	0.94	Palohemio & Cadima	Presente estudio
40 mm cuadrada	17.52	22.85	28.18	10.6	0.93	Palohemio & Cadima	Baro et al 2005
50 mm cuadrada	17.9	21.39	24.9	7	0.94	Palohemio & Cadima	Presente estudio
50 mm cuadrada	21.33	25.15	28.98	7.6	900.95	Palohemio & Cadima	Baro et al 2005

Tabla 7. Parámetros de selectividad estimados para gamba roja en el presente estudio (2022) junto con otros valores registrados con anterioridad en la misma área de estudio.

<i>Aristeus antennatus</i> - Isla de Alborán							
Tipo de malla	L25	L50	L75	Rango de selección	Coef. correlación_R	Método de ajuste	Referencia
40 mm cuadrada	15.7	19.9	24.1	8.4	0.94	Palohemio & Cadima	Presente estudio
40 mm cuadrada	17.52	22.85	28.18	10.6	0.93	Palohemio & Cadima	Baro et al 2005
50 mm cuadrada	17.9	21.39	24.9	7	0.94	Palohemio & Cadima	Presente estudio
50 mm cuadrada	21.33	25.15	28.98	7.6	0.95	Palohemio & Cadima	Baro et al 2005

En la figura 7 se pueden observar los valores de L_{50} obtenidos con el ajuste logístico. La talla de retención al 50% para la malla de 40 mm cuadrada es inferior a la de 50 mm, con un rango de selección entre las dos mallas muy estrecho (alrededor de 1.5 mm, lo que sugiere que el paso de malla de 40 a 50 mm cuadrada no mejora de forma significativa el patrón de selectividad en el caso de *Aristeus antennatus*.

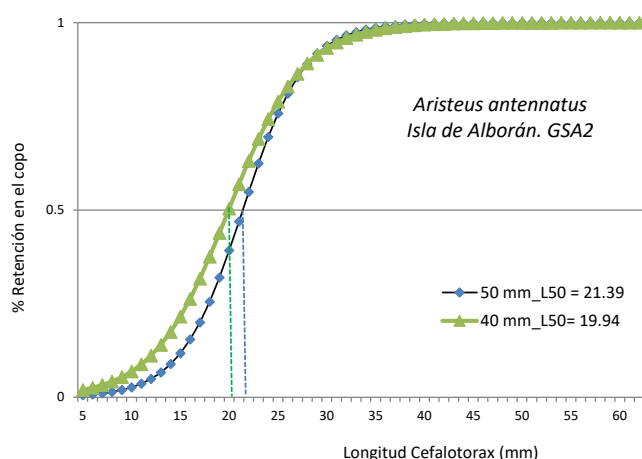


Figura 7. Curva de selectividad ajustada para las mallas de 40 y 50 mm cuadradas para *A. antennatus*.

Como se recoge en el capítulo 2, con el objetivo de proporcionar robustez al ajuste logístico realizado con ambas mallas para la gamba roja, se han llevado a cabo otros ajustes de la curva de selectividad, ajustando esta con diferentes expresiones matemáticas. En la tabla 9 se registran estos ajustes y su comparación con los resultados obtenidos con la aproximación de Palohemio y Cadima. Se puede observar que las tallas de retención al 50% obtenidas oscilan en torno a los 22 mm para la malla cuadrada de 40 mm y alrededor de los 23 mm para la malla cuadrada de 50 mm.

Tabla 8. Parámetros de selectividad estimados para gamba roja en el presente estudio (2022) junto con otros valores registrados con anterioridad en la misma área de estudio.

Ajuste	Malla de 40 mm				malla de 50 mm			
	L25	L50	L75	R	L25	L50	L75	R
Sigmoidal 3 param.	20.3	22.5	24.4	0.99	21.84	23.3	25.12	0.99
Logístico 3 param.	20.3	22.3	24.4	0.99	21.8	23.3	25.1	0.99
Weibull	20.1	21.8	24.4	0.99	21.62	22.7	24.9	0.99
Gompertz	20.3	22	24.4	0.99	21.62	23.1	25.12	0.99
Hill	20.3	22.3	24.4	0.99	21.84	23.3	25.12	0.99
Chapman	20.3	22	24.4	0.99	21.62	23.1	25.12	0.99
Palohemio & Cadima	15.7	19.9	24.1	0.94	17.9	21.39	25.12	0.95

4. Discusión.

En general, las capturas medias totales registradas por hora de arrastre en ambos copos no mostraron diferencias significativas que se puedan relacionar con la diferencia de las mallas.

Los porcentajes de descarte observados para gamba roja fueron insignificantes en ambas mallas, siendo así mismo bajos (alrededor de un 2%) para *Phycis blennoides*. (by-catch más abundante en este estudio). Sí se registró una elevada tasa de descarte para *Galeus melastomus* en ambas mallas. Teniendo en cuenta la totalidad de la captura en peso, en el caso de la malla de 40 mm cuadrada, se observaron unos porcentajes de descarte en peso superiores a los registrados en la malla de 50 mm (57% frente a un 39%). Estas proporciones se pueden relacionar con los porcentajes de retención que se han observado en el sobrecopo (5.6 % en la malla de 40mm y 15.5% en la malla de 50mm) lo que sugeriría que la malla cuadrada de 50mm reduce los porcentajes totales de descarte en estas pesquerías.

Las distribuciones de tallas de *Aristeus antennatus* en el copo y sobrecopo empleando las dos mallas testadas en el estudio, no muestran diferencias significativas con la salvedad de un ligero incremento en la moda de la fracción del sobrecopo empleando la malla de 50mm. Esta ausencia de diferencias significativas en los rangos de tallas se refleja en los porcentajes totales de escape (número de individuos) para las mallas de 40 y 50 mm (2.2%- 2.8% respectivamente)

Con respecto a los parámetros de selectividad obtenidos, las tallas de retención ajustadas con la curva logística básica para las dos mallas (19.9 mm para la de 40 mm) y (21.4 para la de 50 mm) presentan algunas diferencias con las obtenidas en la misma área en estudios anteriores (Baro et al, 2005) o áreas adyacentes (Guijarro et al, 2006) aunque en ambos casos, no existe una diferencia notable entre ambos rangos de selección. En el caso de los ajustes realizados con otras ecuaciones sigmoidales, el rango de selección entre las dos mallas testadas fue igualmente estrecho (22mm con malla de 40 y 23 mm con la malla de 50). En todo caso, se puede concluir a la vista de los resultados obtenidos, que con el uso de la malla cuadrada de 50 mm se mejora el patrón de selectividad en la pesquería de gamba roja aunque en el caso de este estudio esta mejoría presenta un bajo grado de significación.

Es importante resaltar que esta experiencia de selectividad se ha llevado a cabo en un muy corto periodo de tiempo (una semana en el mes de octubre) lo que condiciona en gran medida

el ajuste de parámetros de selectividad en una especie como la gamba roja que presenta una dinámica poblacional en la cual en un periodo anual pueden coexistir tres o cuatro cohortes diferentes con distintas tasas de crecimiento para machos y hembras. Se recomienda por lo tanto para la realización de futuras experiencias de selectividad, realizar el trabajo de campo cubriendo los cuatro trimestres de un año natural.

5. Bibliografía.

- Bahamon, N., Sardà, F. & Suuronen, P. (2006). Improvement of trawl selectivity in the NW Mediterranean demersal fishery by using a 40 mm square mesh codend. *Fisheries research*, 81 (1), 15-25.
- Baro, J., & Muñoz de los Reyes, I. (2007). Comparación de los rendimientos pesqueros y la selectividad del arte de arrastre empleando mallas cuadradas y rómbicas en el copo. *Informes técnicos. Instituto Español de Oceanografía*, 188. 23 pp.
- Beverton, R. J. H. (1963). Escape of Fish Through Different Parts of a Codend, in The Selectivity of Fishing Gear. *ICNAF Special Publications* 9-11.
- García-Rodríguez, M., & Fernández-González, Á.M.(2005). Influencia de la geometría de la malla del copo en las capturas, la selectividad y el rendimiento de algunas especies de peces comerciales en el golfo de Alicante. *Informes técnicos. Instituto Español de Oceanografía*, 185, 26 pp.
- Guijarro, B., & Massutí, E. (2006). Selectivity of diamond- and square-mesh codends in the deep water crustacean trawl fishery off the Balearic Islands (western Mediterranean). *ICES Journal of Marine Science*, 63 (1), 52-67.
- Wileman, D. A. (1996). Manual of methods of measuring the selectivity of towed fishing gears. *ICES Coop. Res. Rep.*, 215, 1-126.

Desarrollo de un modelo multi-anual de 5 flotas para la evaluación de stock de la pesquería de llampuga en el Mediterráneo

Vicenç Moltó¹, Rubén H. Roa Ureta², Ignacio A. Catalan³, Andrés Ospina-Álvarez³, Jurgen Mifsud⁴, Amina Besbes-Benseddik⁵, Antoni Grau⁶, Adriano Mariani⁷, Pilar Hernández⁸

1. *Centre Oceanogràfic de Balears. Centro Nacional Instituto Español de Oceanografía (IEO-CSIC), Moll de Ponent s/n, 07015 Palma, Spain*

2. *Independent Consultant, Portugalete, 48920 Bizkaia, Spain*

3. *IMEDEA, CSIC-UIB, Miquel Marquès, 21, 07190 Esporles, Balearic Islands, Spain*

4. *Department of Fisheries and Aquaculture, MAFA, Malta*

5. *Institut National des Sciences et Technologie de la Mer (INSTM), Centre of Monastir, Tunisia*

6. *Marine Resources Service, Regional Government of the Balearic Islands, Palma, Spain*

7. *Unimar, Roma, Italy*

8. *Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), General Fisheries Commission for the Mediterranean (GFCM). Technical Unit for Western Mediterranean, 29014 Málaga, Spain*

La llampuga (*Coryphaena hippurus*) es una de las principales especies objetivo de las pesquerías artesanales de la cuenca oeste y región central del Mediterráneo (Quetglas et al., 2016), siendo la especie más importante en cuanto a quilogramos capturados en alguna de estas regiones (Palmer et al., 2017; Quetglas et al., 2016). La pesquería de la llampuga está dirigida a individuos juveniles (reclutas de edad-0). Estos juveniles se capturan mediante el uso de dispositivos agregadores de peces (DCP o FADs, de sus siglas en inglés), aprovechando el comportamiento epipelágico de esta especie y de refugiarse bajo objetos flotantes. Una vez concentrados, se realiza un cerco con una red de reducidas dimensiones y ligeramente modificada (sin jareta y abierta en su parte inferior) para capturarlos. A modo comparativo, esta pesquería despliega aproximadamente el 30% de agregadores fondeados a nivel mundial (Morales-Nin, 2011). Los principales países donde se desarrolla esta pesquería artesanal son España (aunque principalmente en las Islas Baleares y en su práctica totalidad en la isla de Mallorca), Italia (principalmente en Sicilia), Malta y Túnez (Figura 1), llevándose a cabo durante la época en la que la especie está presente en la región, y legalmente regulada por recomendación de la Comisión General de Pesca del Mediterráneo (CGPM) (Recommendation GFCM/30/2006/2). Para estos países, la llampuga tiene un componente socioeconómico de gran relevancia, siendo un importante recurso para las economías locales, así como una especie emblemática a nivel social puesto que también es objetivo de la pesca recreativa y producto de temporada demandado en cuanto a su vertiente gastronómica.

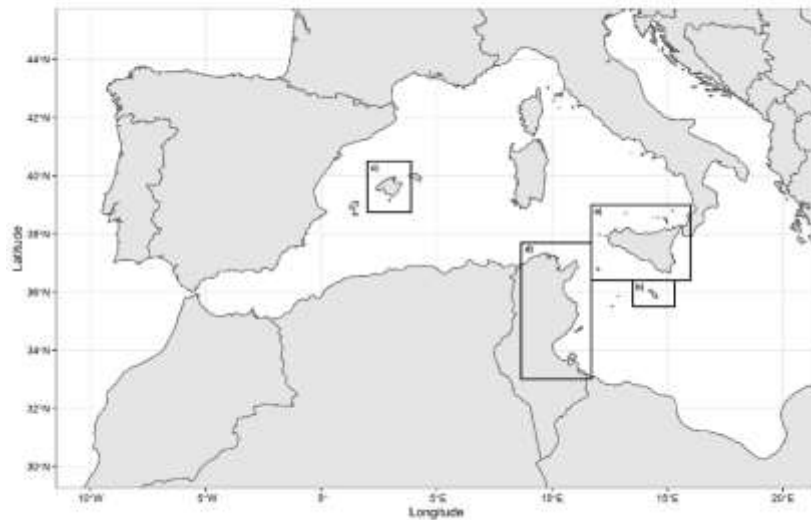


Figura 1. Mapa detallando las principales áreas de pesca de los países que intervienen en la pesquería oficial de llampuga del Mediterráneo.

Sin embargo, hasta el desarrollo de este trabajo, las pesquerías de llampuga del Mediterráneo no contaban con una evaluación formal del stock. Este hecho llevó a considerar esta especie como prioritaria para la CGPM, sobre la que desarrolló un plan de gestión a llevarse a cabo entre 2016 y 2023, siendo la evaluación de stock uno de los objetivos principales a alcanzar para obtener puntos de referencia de abundancia e indicadores de explotación de la pesquería. Considerando diversos intentos anteriores, que resultaron infructuosos o poco precisos en la obtención de índices de explotación (Moltó et al., 2020), en este caso se optó por una familia de modelos de depleción recientemente desarrollados, denominados modelos de depleción generalizados (Roa-Ureta, 2012). Estos modelos se adaptan a las características biológicas de la especie objetivo, así como a la dinámica de sus pesquerías. En cuanto a estos rasgos biológicos destaca la elevada tasa de crecimiento reportada para esta especie, siendo de las más elevadas registradas en peces teleósteos (Moltó et al., 2020; Oxenford, 1999; Palko et al., 1982), así como la corta esperanza de vida de la especie, con una media de dos años de edad (Oxenford, 1999), siendo el máximo reportado de 3 en el Mediterráneo (Gatt et al., 2015) y de 4 englobando en el resto de regiones donde se distribuye (Beardsley, 1967). Además, esta especie está presente solo estacionalmente en la región de estudio, y se asume una migración reproductiva a estas aguas en primavera – principios de verano, cuando la temperatura superficial alcanza los 16-18°C de temperatura y dejando esta región a principio del invierno cuando la temperatura superficial desciende de estos valores. Por lo tanto, y teniendo en cuenta el hecho mencionando anteriormente de que la pesquería explota la cohorte reclutada fruto de esta migración reproductiva y que es un recurso estacional, tenemos una elevada tasa de capturas al principio de la temporada de pesca, seguida de una rápida y acusada disminución a lo largo de los siguientes meses hasta la desaparición del recurso (Moltó et al., 2020). Además, recientes estudios de estructura genética poblacional sugieren que el Mediterráneo hospeda un haplotipo endémico de esta especie (Maggio et al., 2018; Sacco et al., 2017), por lo tanto, este hecho se traduce en la asunción de que todos los países

implicados estarían explotando un mismo stock compartido. Por último, la pesquería de la llampuga, al igual que la mayoría de pesquerías artesanales, son limitantes en datos, debido a que solo se conoce su tendencia de capturas, solo se disponen de datos de tallas en momentos puntuales en los que se han realizado muestreos en lonja o mediante observadores a bordo, y no se conoce ni la composición de edades ni se dispone de datos independientes de la pesquería.

Considerando el conjunto de características descritas, el modelo de depleción generalizado resultaba la herramienta más adecuada para la evaluación de stock, habiéndose demostrado su éxito en la obtención de índices de explotación en otras pesquerías limitadas en datos, con especies objetivo con esperanzas de vida corta y crecimiento elevado, y dinámicas de pesquería con elevados pulsos de reclutamiento seguidos de una rápida disminución de la abundancia (Maynou et al., 2021; Roa-Ureta et al., 2021). No obstante, debido a la diferente dinámica cada una de las flotas artesanales participantes en cuanto a la relación de captura por unidad de esfuerzo, llevó a considerar cada flota de manera independiente en cuanto a su relación con el stock. Además, se incluye una flota común de palangre que captura la especie de manera accidental, puesto que esta flota se dirige a túnidos (*Thunnus spp.*) y emperador (*Xiphias gladius*), siendo el total de capturas de llampuga generalmente inferior al 10% del total de capturas registrado (Moltó et al., 2020). Por lo tanto, estos hechos llevaron a desarrollar el modelo multianual acoplado a 5 flotas independientes explotando el mismo stock. El modelo se basa en la ecuación detallada en la Figura 2, cuyas variables son C captura en número de individuos (N), k capturabilidad o constante de proporcionalidad entre captura y esfuerzo, E esfuerzo que vendrá determinado por número de viajes o jornales en el caso de flotas artesanales y número de anzuelos desplegados en el caso de la flota de palangre, M mortalidad natural, N_0 abundancia inicial (biomasa de juveniles), α como modulador de respuesta del esfuerzo, es decir, la relación que juega la variable esfuerzo respecto a las capturas describiendo los efectos de sinergia o saturación, y de manera similar el parámetro β como modulador de respuesta de la abundancia respecto a la captura, describiendo efectos de hiperdepleción o hiperestabilidad. El parámetro I es una variable indicadora que adoptará el valor 0 mientras no se produzca el reclutamiento (en nuestro caso de enero hasta julio) y el valor de 1 una vez ocurre el reclutamiento y disponemos de un número para la abundancia en nuestro stock. R indica el parámetro de reclutamiento y, finalmente, el parámetro τ indica el mes en el que ocurre el reclutamiento. Por lo tanto, con este modelo y considerando la serie temporal para la que se aplica este estudio (2008-2019) disponemos de un total de 77 parámetros a estimar, algunos dependientes del stock como la abundancia inicial de juveniles N_0 o la tasa de mortalidad natural de esta fracción (M), algunos dependientes de las flotas como los parámetros k, α y β ; y un total de 60 incógnitas de reclutamiento (12años * 5flotas).

$$\begin{aligned}
C_t = & k_1 E_{1,t}^{\alpha_1} e^{M/2} \left(N_0 e^{-Mt} - e^{M/2} \left[\sum_{i=1}^{i=t-1} C_{1,i} e^{-M(t-i-1)} \right] + \sum_{j=1}^{j=12} I_{1,j} R_{1,j} e^{-M(t-\tau_{1,j})} \right)^{\beta_1} + \\
& k_2 E_{2,t}^{\alpha_2} e^{M/2} \left(N_0 e^{-Mt} - e^{M/2} \left[\sum_{i=1}^{i=t-1} C_{2,i} e^{-M(t-i-1)} \right] + \sum_{j=1}^{j=12} I_{2,j} R_{2,j} e^{-M(t-\tau_{2,j})} \right)^{\beta_2} + \\
& k_3 E_{3,t}^{\alpha_3} e^{M/2} \left(N_0 e^{-Mt} - e^{M/2} \left[\sum_{i=1}^{i=t-1} C_{3,i} e^{-M(t-i-1)} \right] + \sum_{j=1}^{j=12} I_{3,j} R_{3,j} e^{-M(t-\tau_{3,j})} \right)^{\beta_3} + \\
& k_4 E_{4,t}^{\alpha_4} e^{M/2} \left(N_0 e^{-Mt} - e^{M/2} \left[\sum_{i=1}^{i=t-1} C_{4,i} e^{-M(t-i-1)} \right] + \sum_{j=1}^{j=12} I_{4,j} R_{4,j} e^{-M(t-\tau_{4,j})} \right)^{\beta_4} + \\
& k_5 E_{5,t}^{\alpha_5} e^{M/2} \left(N_0 e^{-Mt} - e^{M/2} \left[\sum_{i=1}^{i=t-1} C_{5,i} e^{-M(t-i-1)} \right] + \sum_{j=1}^{j=12} I_{5,j} R_{5,j} e^{-M(t-\tau_{5,j})} \right)^{\beta_5}
\end{aligned}$$

Figura 2. Ecuación en la que se basa el modelo de depleción generalizado multianual para cinco flotas desarrollado en este estudio.

Este modelo logró aportar por primera vez índices de explotación de las pesquerías de llampuga del Mediterráneo. En la Figura 3 se observan una serie de paneles con los principales resultados. Entre ellos cabe destacar la elevada tasa de mortalidad natural, con un valor de 0.25 mes^{-1} , equivalente a 3 año^{-1} . El panel a) indica la tendencia del reclutamiento (para cada una de las flotas y el sumatorio total) estimados por el modelo, aunque con una ligera disminución desde el año 2008 al año 2012, se observa una estabilidad desde el año hasta la actualidad, con una tasa de reclutamiento oscilando entre los $10e^6$ individuos. Por otro lado, como se observa en el panel b), se calcularon los ratios de explotación, resultando en un 40% de captura sobre la biomasa media anual. Este 40% es precisamente el límite impuesto por el trabajo de Patterson (1992), en el que analiza una serie de stocks de pequeños pelágicos de características biológicas similares a la especie objetivo de este estudio, para que el stock se pueda reconstituir de manera natural. Sin embargo, al analizar la ratio de explotación instantánea (c), determinado por la mortalidad por pesca sobre la mortalidad total, se observa que solo se alcanza este 40% de ratio de explotación instantánea durante el mes o pocos meses de máximas capturas. Por lo tanto, considerando estas ratios de explotación, la tendencia estable de reclutamiento, y la mínima proporción del total de capturas frente a la biomasa de juveniles (d), se concluye que el stock de llampuga del Mediterráneo se explota dentro de los límites de sostenibilidad, aunque con la recomendación precautoria de no incrementar el esfuerzo durante los meses de máximas capturas.

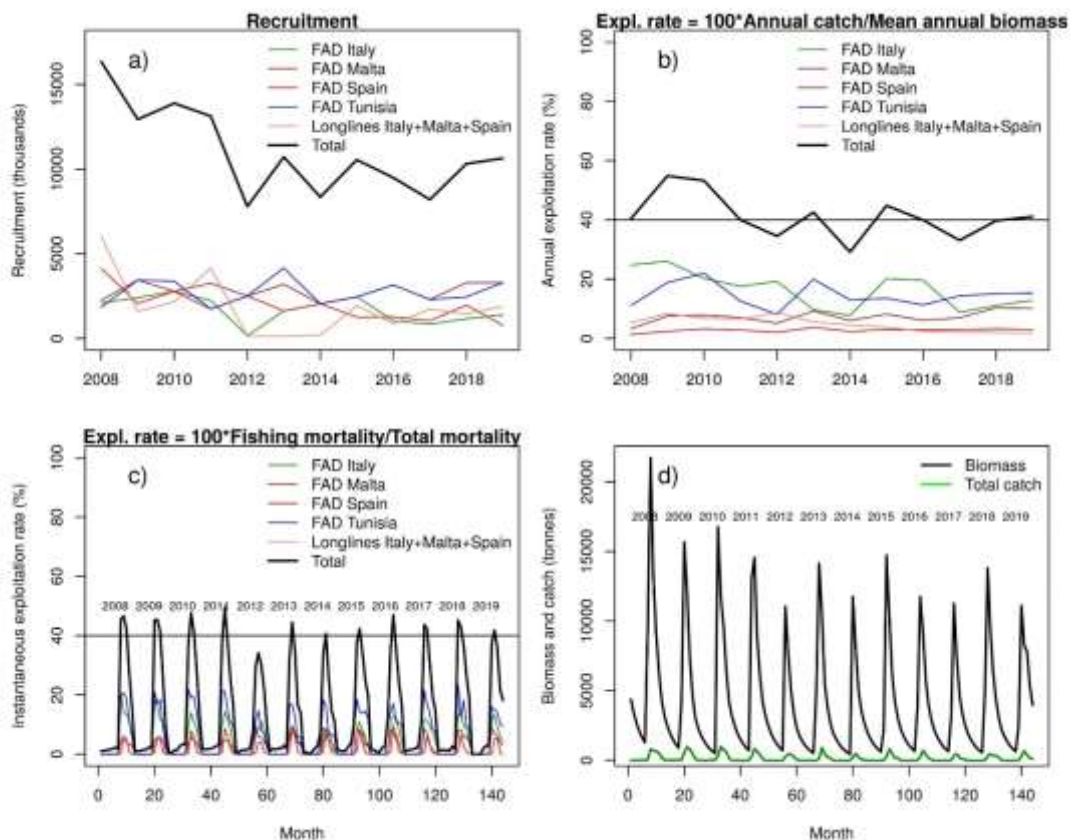


Figura 3. Principales resultados obtenidos mediante el modelo de depleción generalizado multianual para cinco flotas desarrollado en este estudio. El panel a) muestra las magnitudes de reclutamiento. El panel b) muestra las ratios de explotación agregados anualmente mientras que el panel c) indica las ratios instantáneas de explotación. El panel d) indica la serie temporal del total de capturas frente a la biomasa total de individuos juveniles.

Como consideraciones finales cabe mencionar ciertos aspectos de mejora o futuras líneas de investigación para la mejora de la evaluación de stock de la llampuga en el Mediterráneo con esta metodología. En un primer lugar sería beneficioso mejorar la calidad de los datos básicos, principalmente los datos de esfuerzo para algunas de las flotas o más información acerca de la evolución de tallas mensuales. En este sentido, metodologías automatizadas de obtención de datos como la desarrollada en Palmer et al. (2022), resultan de gran interés. En segundo lugar, un punto a progresar sería la consideración de migraciones entre las regiones de pesca de los distintos países que intervienen en la pesquería, habiéndose detectado tendencias inversamente proporcionales en las capturas de distintos países (Moltó et al., 2020). Estas migraciones, a su vez, están determinadas por factores ambientales, y resultaría de gran interés incorporarlas en los procesos analíticos. Finalmente, una mejora sobre los resultados aportados por este modelo sería la incorporación de capturas no reportadas, ya sea por otros países de los que no se dispone información, o de la flota recreativa.

Referencias

Beardsley, J.G.L., 1967. Age, Growth, and Reproduction of the Dolphin, *Coryphaena hippurus*,

in the Straits of Florida. *Copeia* 2, 441–451.

- Gatt, M., Dimech, M., Schembri, P.J., 2015. Age, Growth and Reproduction of *Coryphaena hippurus* (Linnaeus, 1758) in Maltese Waters, Central Mediterranean. *Mediterr. Mar. Sci.* 16, 334–345. <https://doi.org/10.12681/mms.706>
- Maggio, T., Allegra, A., Andaloro, F., Pedro Barreiros, J., Battaglia, P., Butler, C.M., Cuttitta, A., Fontes, M.R.J., Freitas, R., Gatt, M., Karakulak, F.S., Macias, D., Nicosia, A., Oxenford, H.A., Saber, S., Vasco Rodrigues, N., Yildiz, T., Sinopoli, M., 2018. Historical separation and present-day structure of common dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) populations in the Atlantic Ocean and Mediterranean Sea. *ICES J. Mar. Sci.* <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsy174>
- Maynou, F., Demestre, M., Martín, P., Sánchez, P., 2021. Application of a multi-annual generalized depletion model to the Mediterranean sandeel fishery in Catalonia. *Fish. Res.* 234. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2020.105814>
- Moltó, V., Hernández, P., Sinopoli, M., Besbes Benseddik, A., Besbes, R., Mariani, A., Gambin, M., Alemany, F., Morales-Nin, B., Grau, A., Camiñas, J., Báez, J., Vasconcellos, M., Ceriola, L., Catalán, I., 2020. A global review on the biology of the dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) and its fishery in the Mediterranean Sea: advances in the last two decades. *Rev. Fish. Sci. Aquac.* <https://doi.org/10.1080/23308249.2020.1757618>
- Morales-Nin, B., 2011. Mediterranean FADs fishery: an overview., in: Second International Symposium on Tuna Fisheries and Fish Aggregating Devices. Tahiti, Polynésie française.
- Oxenford, H.A., 1999. Biology of the dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) in the western central Atlantic: a review. *Sci. Mar.* 63, 277–301. <https://doi.org/10.3989/scimar.1999.63n3-4303>
- Palko, B.J., Beardsley, G.L., Richards, W.J., 1982. Synopsis of the Biological Data on Dolphin-Fishes, *Coryphaena hippurus* Linnaeus and *Coryphaena equiselis* Linnaeus. NOAA Tech. Rep. NMFS Circ. 443, 1–28.
- Palmer, M., Álvarez-Ellacuría, A., Moltó, V., Catalán, I.A., 2022. Automatic, operational, high-resolution monitoring of fish length and catch numbers from landings using deep learning. *Fish. Res.* 246, 106–166. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2021.106166>
- Palmer, M., Tolosa, B., Grau, A.M., Gil, M. del M., Obregón, C., Morales-Nin, B., 2017. Combining sale records of landings and fishers knowledge for predicting métiers in a small-scale, multi-gear, multispecies fishery. *Fish. Res.* 195, 59–70. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2017.07.001>
- Patterson, K., 1992. Fisheries for small pelagic species: an empirical approach to management targets. *Rev. fish Biol. Fish.* 2, 321–338.
- Quetglas, A., Merino, G., Ordines, F., Guijarro, B., Garau, A., Grau, A.M., Oliver, P., Massutí, E., 2016. Assessment and management of western Mediterranean small-scale fisheries. *Ocean Coast. Manag.* 133, 95–104. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.09.013>
- Roa-Ureta, R.H., 2012. Modelling in-season pulses of recruitment and hyperstability-hyperdepletion in the *Loligo gahi* fishery around the Falkland Islands with generalized depletion models. *ICES J. Mar. Sci.* 69, 1403–1415. <https://doi.org/10.1038/278097a0>
- Roa-Ureta, R.H., Fernández-Rueda, M. del P., Acuña, J.L., Rivera, A., González-Gil, R., García-

Flórez, L., 2021. Estimation of the spawning stock and recruitment relationship of *Octopus vulgaris* in Asturias (Bay of Biscay) with generalized depletion models: implications for the applicability of MSY. ICES J. Mar. Sci. 78, 2256–2270.

Sacco, F., Marrone, F., Lo Brutto, S., Besbes, A., Nfati, A., Gatt, M., Saber, S., Fiorentino, F., Arculeo, M., 2017. The Mediterranean Sea hosts endemic haplotypes and a distinct population of the dolphinfish *Coryphaena hippurus* Linnaeus, 1758 (Perciformes, Coryphaenidae). Fish. Res. 186, 151–158. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2016.08.021>

Conocimiento local de la flota de cerco de Castellón e identificación de especies vulnerables. El proyecto SEINE-ETP.

Ortega Cerdà, M.; Mohamed, S.; Carbonell, E., Castro-Cadenas, M.D.; Espasandín, L.;
Fernández-Corredor, E.; Giménez, J.; Lloret-Lloret, E.; Ramírez, F.; Sbragaglia, V.; Coll, M.

ICM-CSIC

Resumen

El proyecto SEINE-ETP, es un proyecto de colaboración entre científicos, ONGs y pescadores que trata de comprender mejor la evolución de la pesquería de pequeños pelágicos de Castellón, poniendo especial énfasis en el análisis de la interacción de la pesquería con especies en peligro, amenazadas y protegidas (ETP) y otras especies fuera del ámbito de la certificación MSC. Para ello combina diversas técnicas: observaciones directas en embarcaciones y análisis cuantitativos del bycatch y la interacción con las especies de interés; recogida de información cualitativa de percepción por parte de los pescadores de cerco; y herramientas de análisis estadístico y modelización ecológica. Los primeros resultados de observación directa en embarcación muestran una interacción de la pesquería con las especies de interés no objetivo de intensidad moderada-baja, con variabilidades temporales. Por su parte el conocimiento local experto en el análisis retrospectivo de la evolución histórica de la biomasa de la sardina, boquerón y atún rojo, apunta a una importante caída de la sardina en las últimas décadas y una menor disminución en el boquerón, así como una clara recuperación del atún. Por otra parte, el análisis prospectivo de los factores más relevantes para garantizar la viabilidad de la pesquería hacia el futuro muestra que no existe una visión única por parte del sector pesquero, sino que coexisten tres discursos que pueden identificarse como “modernizador ecológico liberal”, “centrado en el apoyo público” y “orientado hacia el exterior”. Finalmente, el análisis estadístico preliminar nos permite identificar diversos puntos de inflexión en la biomasa y la captura de sardina y boquerón, así como desplazamientos históricos en su distribución y en la presión pesquera, tanto de cerco como de arrastre. La importancia de los factores geográficos (e.g., profundidad), ambientales (e.g., temperatura, producción primaria), legislativos (e.g., cambios de fono de pesca) y de interacción entre arrastre y cerco destacan como los principales factores para poder entender la presencia y ausencia, y la biomasa, de sardina y boquerón en la zona de estudio.

1. Introducción

Dentro del sector pesquero español, la flota de cerco es una de las más relevantes. Aunque en 2021 sólo representaba el 8,7% de los buques mediterráneos españoles, pescó un 53% del pescado comercializado en las lonjas mediterráneas españolas, aportó un 21% del valor añadido bruto y contribuyó con un 29% al total de puestos de trabajo equivalentes de la pesca en la región (Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación, 2021).

Sus principales especies objetivo son el boquerón (*Engraulis encrasicolus*) y la sardina (*Sardina pilchardus*), dos especies que más allá de su valor económico, tienen un rol ecológico básico en la cadena alimentaria marina y han sufrido descensos significativos en sus poblaciones en las últimas décadas (Figura 4), principalmente atribuibles a los efectos combinados del cambio

climático y la presión pesquera (Coll et al., 2019; Pennino et al., 2019; Ramírez et al., 2021; Saraux et al., 2019).

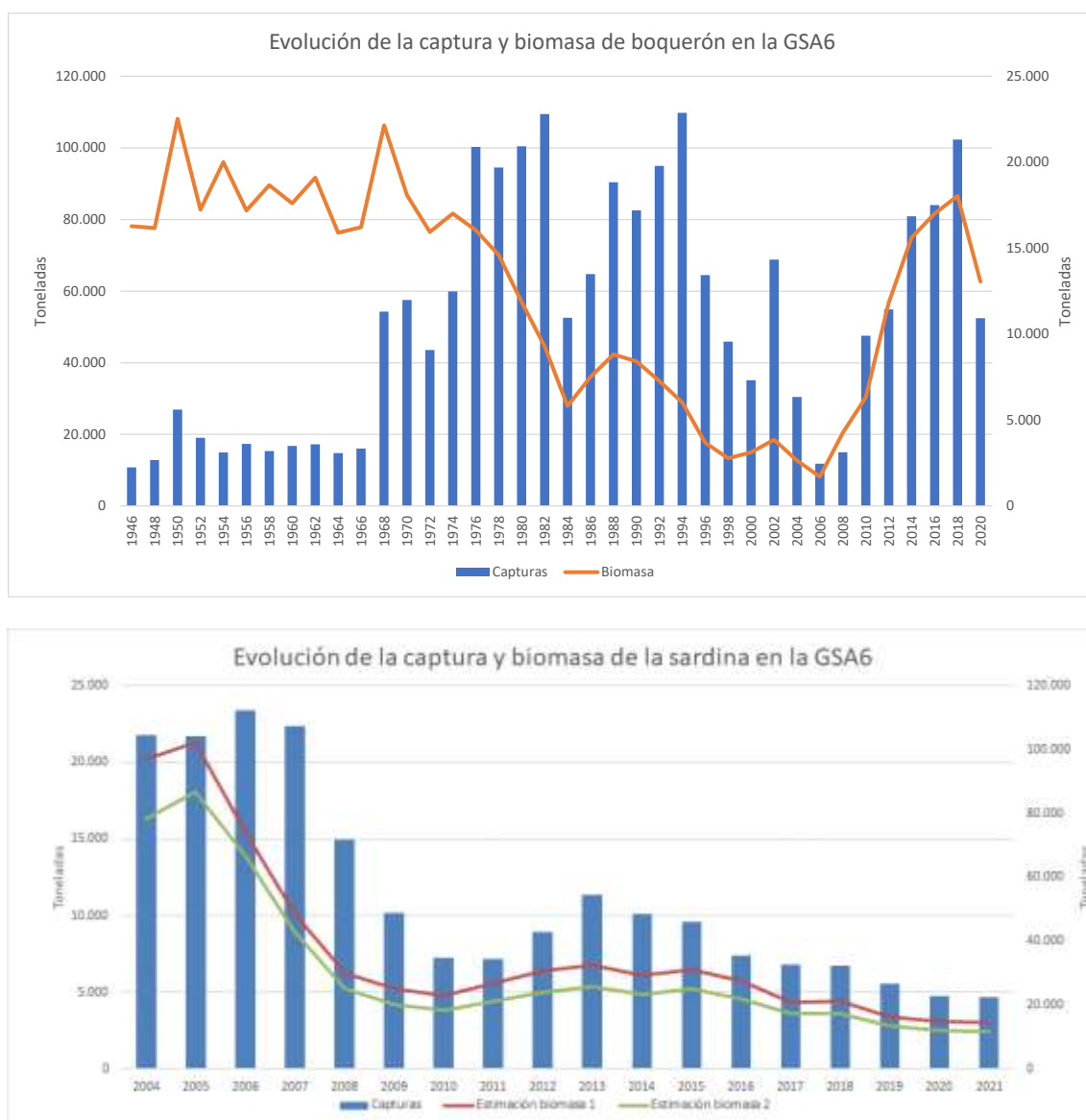


Figura 4. Evolución histórica de biomasa y capturas de boquerón y sardina en la GSA6. Fuente: (GFCM, 2022). Nota: biomasa 1 y 2 señalan diversos niveles de biomasa estimadas en la evaluación del stock.

En 2021, la flota de cerco mediterránea estaba formada por 121 embarcaciones distribuidas a lo largo de toda la costa que vendía a diario principalmente en formato fresco a mayoristas y grandes distribuidores (Ortega Cerdà, Bas, et al., 2023; Ortega Cerdà, Coll, et al., 2023; Ortega Cerdà & Coll, 2022). En este contexto, el puerto de Castellón es uno de los más importantes del Mediterráneo. En 2022 tenía registrados 14 barcos de cerco, 12 de los cuales estaban activos y capturaron 2.683 toneladas de sardina y boquerón, casi el 50% del total comercializado de ambas especies en la Comunidad Valenciana (Generalitat Valenciana, 2023).

Desde hace años los pescadores de Castellón están utilizando los estándares de MSC como herramienta para diagnosticar la sostenibilidad de la pesquería, mejorar sus procesos y eventualmente llegar a una certificación, si fuera posible. En 2019 se llevó a cabo la evaluación preliminar de la pesquería y en ella se evidenció que, pese a que en general las pesquerías de cerco de sardina y anchoa se han descrito como altamente selectivas y con una baja tasa de descartes y escasas interacciones con especies no objetivo, se carecía de información adicional sobre el ecosistema dónde se realiza la actividad pesquera, por ejemplo, de una cuantificación sólida de estas interacciones en el caso de Castellón y de cómo las interacciones con las especies de captura incidental pueden repercutir en el ecosistema y en la propia actividad pesquera. La cuantificación de estas interacciones es un prerrequisito para la potencial certificación de la pesquería, y para llevarla a cabo se puso en marcha el proyecto SEINE-ETP.

2. Principales objetivos del proyecto SEINE-ETP

El proyecto SEINE-ETP es un proyecto de investigación llevado a cabo en el Instituto de Ciencias del Mar (ICM), en colaboración con el MSC y WWF y los pescadores de Castellón. El objetivo principal es proporcionar indicadores cualitativos y cuantitativos que permitan identificar si, y en qué medida, la pesquería local de cerco de Castellón de la Plana interactúa con especies en peligro, amenazadas y protegidas (ETP) y otras especies fuera del ámbito del MSC, y busca contribuir a la mejora del conocimiento de la pesquería en un contexto del ecosistema dónde se desarrolla. Iniciado en junio de 2022 y con duración hasta finales del año 2023, el proyecto incluye, entre otros métodos, la observación directa mediante embarques con observadores a bordo, estudiando la interacción con otras especies no objetivos a través de diversas técnicas; la recogida estructurada de datos de conocimiento local para la reconstrucción de patrones históricos de interacciones con especies objetivo y no objetivo, y la identificación de perspectivas futuras de sostenibilidad de la actividad pesquera de cerco; así como la co-creación de opciones de gestión y la elaboración de protocolos para gestionar la pesca accidental de especies ETP y las especies fuera del ámbito del MSC; y finalmente la modelización estadística y ecosistémica de la pesquería.

3. Trabajo de campo realizado

La recogida de datos directa mediante observaciones se está llevando a cabo con la realización de embarques mensuales en los que se realizan observaciones a bordo, muestreos oportunistas de las capturas y *bycatch*, y recogidas de datos de interacciones con aves y atunes (mediante ecosonda).

La recopilación de información cualitativa se ha llevado a cabo mediante el trabajo individualizado con 24 pescadores de cerco de Castellón en la primavera de 2023, cubriendo con al menos un trabajador todas las embarcaciones con base en el puerto. Los pescadores con los que se ha colaborado abarcan un amplio espectro de roles y edades, y se ha puesto más énfasis en aquellos con más experiencia que puedan aportar una visión retrospectiva más completa y aquellos con mayor capacidad de decisión futura (Figura 5).



Figura 5 Pescadores con los que se ha realizado trabajo de campo para la recogida de información

Para la recogida de patrones históricos, con cada uno de los pescadores se llevó a cabo una reconstrucción gráfica histórica de la evolución percibida de las biomásas en la zona de Castellón, tanto para las especies objetivo como para aquellas con las que según los pescadores éstas tenían más interacción. Para cada especie, el pescador graficó y clasificó a lo largo de un calendario anual la abundancia según 6 categorías: de 0 (ausente) a 5 (muy abundante).

Para la recogida de información sobre qué elementos son claves para garantizar el futuro de la actividad pesquera de cerco se utilizó la metodología Q (Addams & Proops, 2000), que es un método semicuantitativo que permite identificar discursos compartidos entre un grupo de personas. A los pescadores se les pidió que clasificaran 36 afirmaciones -previamente seleccionadas a partir de una combinación de revisión bibliográfica y trabajo de campo cualitativo- en una cuadrícula piramidal (Q sort) en función del grado de acuerdo con ellas como elementos claves para garantizar la sostenibilidad futura de la actividad pesquera de cerco en Castellón: de -5 (muy en desacuerdo) hasta +5 (muy de acuerdo). Igualmente, se les pidió que justificaran en voz alta el por qué y se grabaron las entrevistas, bajo su consentimiento, para ayudar al desarrollo de los discursos. Posteriormente se analizó la

información obtenida siguiendo una metodología standard en este tipo de técnicas (Zografos, 2007).

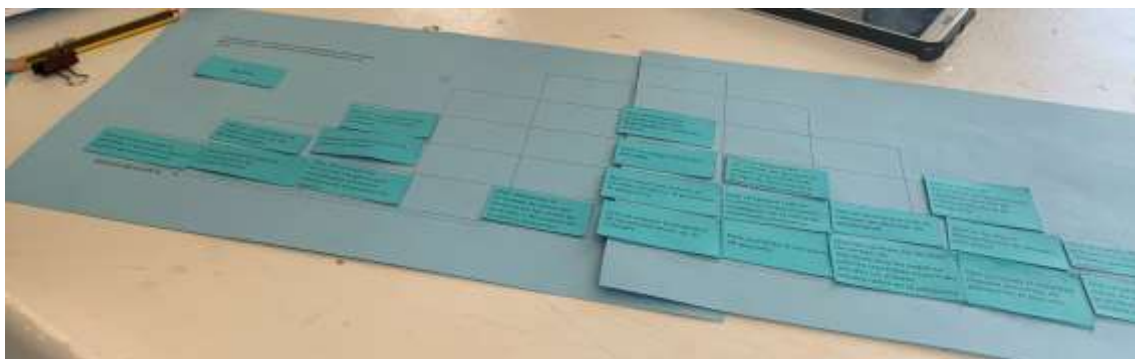


Figura 6 Recogida de datos mediante entrevista y estructura piramidal Q

4. Resultados preliminares

4.1. Interacciones con otras especies

En este momento nos encontramos finalizando el trabajo de campo y de análisis de los resultados. Preliminarmente se puede señalar que junto a las especies objetivo (sardina y boquerón) se han detectado especies acompañantes como jurel (*Trachurus* spp.), caballa (*Scomber* spp.), congrio (*Conger conger*), pez volador (*Exocoetus volitans*), pez limón (*Seriola dumerili*), chucho (*Dasyatis pastinaca*), atún rojo (*Thunnus thynnus*), pez espada (*Xiphias gladius*), pota negra (*Todarodes sagittus*) y pota (*Illex coindetii*); especies asociadas como la llampuga (*Coryphaena hippurus*), y avistamientos de aves como la gaviota de Audouin (*Ichthyaetus audouinii*), la gaviota patiamarilla (*Larus michahellis*) y la pardela cenicienta (*Calonectris diomedea*).

Las especies no objetivo usualmente se han detectado en cantidades muy limitadas, si bien se puede observar cierta variabilidad que está siendo analizada (por ejemplo, presencia de juveniles de atún rojo en verano)

4.2. Evolución histórica a partir del conocimiento local

El análisis de percepción retroactivo realizado nos permite identificar la evolución percibida de la biomasa tanto de la sardina y el boquerón como del atún, que es la especie con la que se identifica más interacción, desde finales de los años 70 (Figura 7).

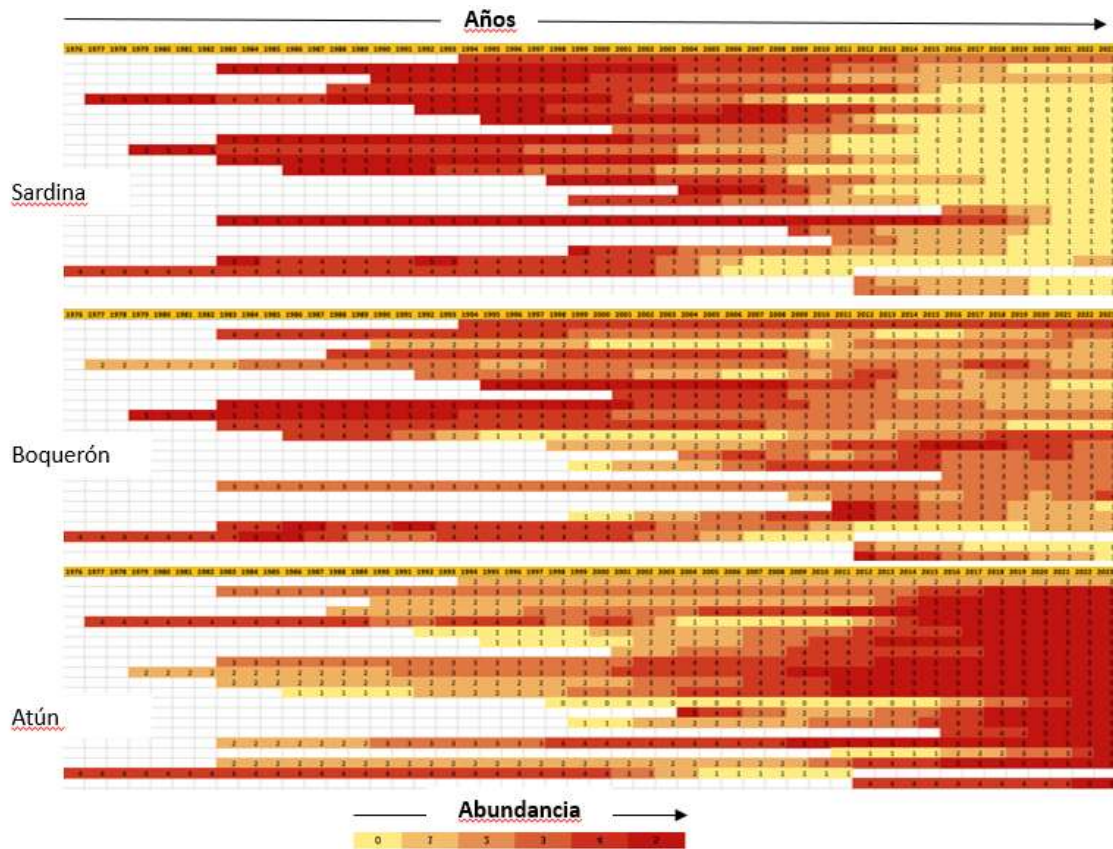


Figura 7. Percepción de la evolución de la percepción de presencia de sardina, boquerón y atún en la zona de Castellón. Cada fila representa la información facilitada por un pescador.

El conocimiento local experto pesquero ha mostrado en estudios previos en la zona su utilidad y fiabilidad en las reconstrucciones históricas de evolución de biomasa (Bastari et al., 2022), y los datos recogidos en este proyecto son también coherentes con las evaluaciones disponibles a nivel de GSA6, tanto para boquerón como sardina (GFCM, 2022), así como de atún rojo. Actualmente estamos analizando el detalle de la información recogida, incluyendo la posible presencia de puntos de cambios de tendencia percibidos y su coherencia o no con las modelizaciones realizadas en este aspecto basado en las capturas registradas (ver apartado 4.4).

4.3. Perspectivas futuras de sostenibilidad para la actividad de cerco en Castellón a partir del conocimiento local

El análisis de percepción prospectivo identificó que no existe un único discurso homogéneo entre los actores profesionales de la flota de cerco de Castellón en relación a la sostenibilidad futura, sino que conviven tres discursos diferenciados que pueden identificarse como: “discurso de modernización ecológica liberal”, “discurso basado en el apoyo público directo” y “discurso orientado hacia el exterior”. Las principales características de cada uno se resumen en la Figura 8. Para cada uno de los discursos se han identificado los principales elementos que se consideran prioritarios para garantizar la sostenibilidad de la pesquería (agrupados en una columna bajo el signo positivo) y aquellos que se consideran menos relevantes (agrupados bajo la columna x). Finalmente, en la parte inferior de la figura se ha realizado un breve resumen de los grandes trazos característicos de cada discurso.

"Modernización ecológica-liberal"		"Apoyo público"		"Orientado al exterior"	
☑	✗	☑	✗	☑	✗
<ul style="list-style-type: none"> • Disminuir la actividad de pesca de atún en las zonas de juveniles y puesta • Dominar la presencia de atunes • Aumentar los periodos de veía • Proteger más zonas de no captura • Aumentar el control • Incorporación de jóvenes 	<ul style="list-style-type: none"> • Subvencionar el período de embarcaciones • Subvencionar la modernización de embarcaciones • Que disminuya la influencia de las CSEs • Punto con actividad pesquera importante • Certificado de sostenibilidad 	<ul style="list-style-type: none"> • Aumentar los periodos de veía • Subvencionar el período de las embarcaciones • Disminuir la actividad de pesca de atún en las zonas de juveniles y puesta • Tener más en cuenta las implicaciones económicas • Sueldo superior al actual 	<ul style="list-style-type: none"> • Mejorar la comercialización mediante la transformación • Que disminuya la influencia de las CSEs • Disminuir las emisiones de gases efecto invernadero • Tomar en cuenta el cambio climático • Regular la cantidad de plásticos en el pescado • Que la administración invierta menos 	<ul style="list-style-type: none"> • Incorporación jóvenes • Disminuir la actividad de pesca de atún en las zonas de juveniles y puesta • Disminuir la presencia de atunes • Aumentar la representación del cerco en las CSEs • Más comedores en la ribera • Sueldo superior al actual 	<ul style="list-style-type: none"> • Aumentar el control • Tener más en cuenta las implicaciones ecológicas • Tener una visión de comercialización superior • Disminuir las emisiones de gases efecto invernadero • Disminuir la presión pesquera sobre la biomasa • Tomar en cuenta el cambio climático
<p>Enfoque hacia la gestión ecológica, aunque no completamente ecosistémico. Aspira a mantener la actividad económica, respetando el medio marino, gracias a la tecnología y la gestión. No busca el apoyo directo mediante subvenciones a la pesca.</p>		<p>Enfoque económico con fuerte participación del estado mediante subvenciones. Enfoque ecológico más limitado. Medidas tradicionales de gestión para mejorar el estado ecológico.</p>		<p>Enfoque económico y social fuerte. Enfoque ecológico mucho menor. Priorizan las medidas que afectan a otros segmentos de la flota o zonas de pesca que no les afecten. La única medida "interna" es mejorar los sueldos.</p>	

Figura 8. Principales discursos al entorno de los aspectos claves para garantizar la sostenibilidad futura de la actividad pesquera de cerco en Castellón

Cabe destacar que el análisis ha permitido identificar también la existencia de dos elementos de consenso entre todas las perspectivas, ambos procedimentales: “Los cambios de normativa por la administración deben hacerse tras consultar todas las partes implicadas” y “la toma de decisiones debe ser rápida según evolucione la pesquería”. Ambos aspectos han sido únicamente recogidos de forma parcial en el nuevo plan de gestión de cerco del Mediterráneo recientemente aprobado (plan de gestión para la pesca con artes de cerco en el subcaladero Mediterráneo, 2023).

4.4. Aproximaciones de modelización estadística y mecanicista

Se está trabajando con dos modelos de redes tróficas ecosistémicas que permiten evaluar la situación actual y llevar a cabo ejercicios de modelización para ensayar escenarios de gestión espacial para el cerco y el arrastre de fondo en un contexto de cambio climático. Ambos se basan en Ecopath, Ecosim y Ecospace (Christensen & Walters, 2004) y cubren diferentes ámbitos geográficos: uno de ellos se centra en el zona del Delta del Ebro -incluyendo Castellón- y el segundo cubre el conjunto de la GSA6 y GSA07 (Coll et al, en revisión; en preparación). Actualmente se están llevando a cabo las modelizaciones. Los resultados de la modelización ecológica de la GSA06 y GSA07 muestra cambios temporales provocados por una combinación de aumento en el esfuerzo pesquero y cambio ambiental (aumento de la temperatura y bajada de la productividad). Los pequeños peces pelágicos muestran cambios temporales significativos, y un cambio espacial en su distribución, que sigue un gradiente latitudinal (con bajadas más intensas en zonas del norte y centro del área de estudio). En general, los

resultados coinciden con las observaciones e ilustran la necesidad de complementar las evaluaciones tradicionales con marcos integradores para avanzar hacia un enfoque basado en ecosistemas en el Mar Mediterráneo.

Se ha llevado también a cabo un análisis estadístico de modelos temporales y la detección de puntos de inflexión en las poblaciones de sardina y boquerón, y se ha analizado la evolución temporal y espaciotemporal del esfuerzo de pesca de la flota de cerco y arrastre de fondo. Complementariamente se han llevado a cabo modelos de distribución de especies con el fin de predecir su distribución en la zona de estudio y evaluar la contribución de depredadores (atún rojo y merluza europea), factores ambientales (temperatura, salinidad y productividad primaria) y esfuerzo de pesca (arrastre y cerco) sobre el comportamiento de ambas especies.

En general los resultados preliminares (Carbonell Garzón, 2023) apuntan a importantes variaciones en las poblaciones de sardina y boquerón en el área de estudio. Mediante el análisis de puntos de inflexión se han identificado cambios en las capturas, las biomásas y el esfuerzo de pesca que pueden estar asociados con alteraciones ecológicas, ambientales y legislativas.

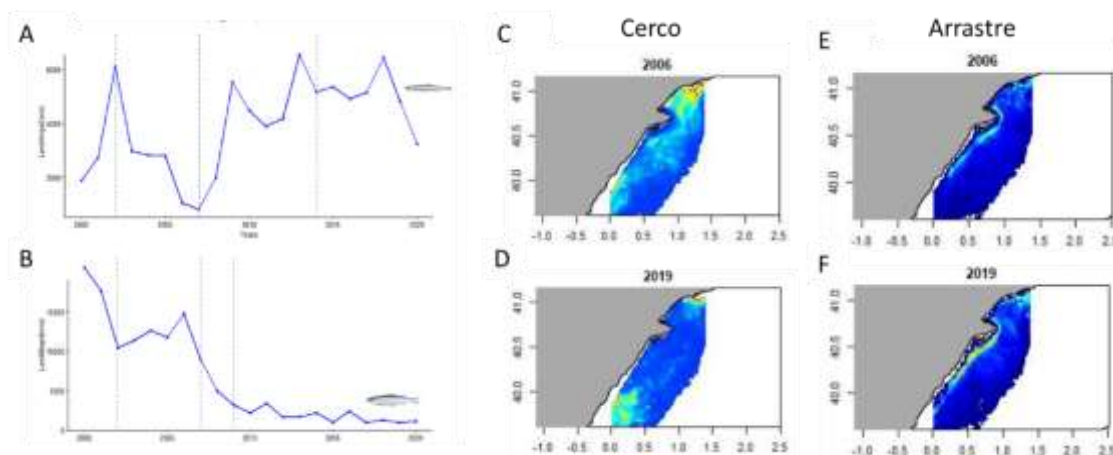


Figura 9. Puntos de inflexión en los desembarques (a y b), y la distribución del esfuerzo pesquero en 2006 y 2019 del cerco (c y d) y del arrastre (e y f).

La profundidad, la productividad primaria y la distribución del esfuerzo de la flota de arrastre han sido las variables que más contribuyen a explicar la distribución de las especies.

Ambas especies prefieren zonas someras (20-100m) y productivas, asociadas a los aportes del río Ebro, pero no sólo los factores ambientales son relevantes. Desde el 2007, también la flota de arrastre concentra la mayor parte del esfuerzo de pesca en esta zona somera debido a cambios legislativos diversos (Figura 10). Esto podría tener efectos negativos sobre la sostenibilidad de ambos stocks debido a la destrucción del hábitat y al desplazamiento de las poblaciones hacia zonas menos óptimas, un resultado que apunta en la misma línea a lo señalado con anterioridad en este mismo foro por pescadores (Arego, 2018).

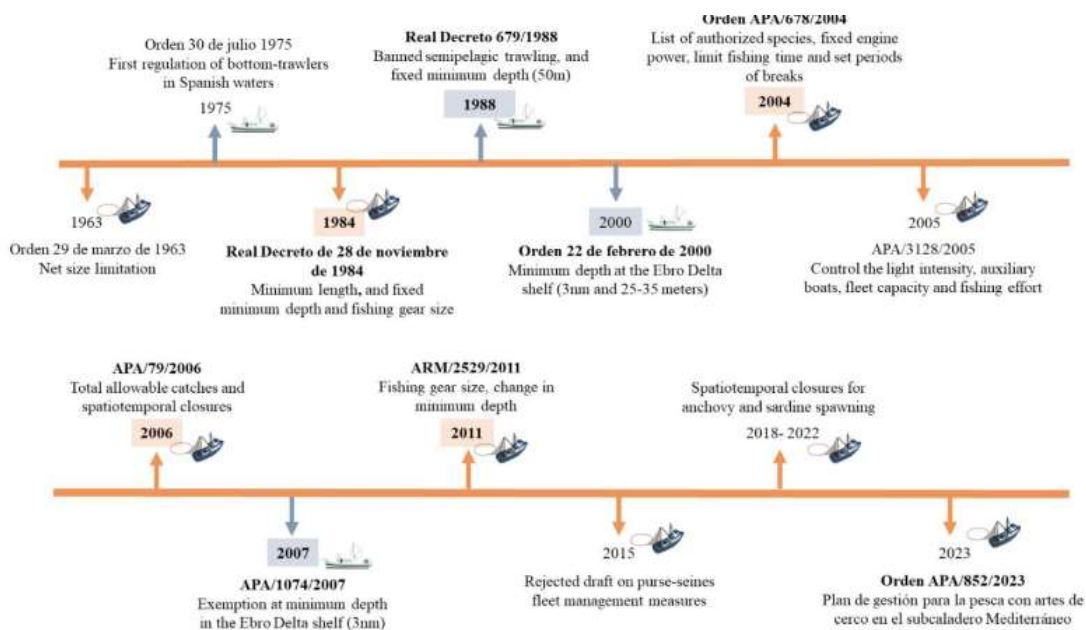


Figura 10. Principales cambios legislativos del cerco y el arrastre, con potencial impacto sobre las poblaciones de sardinas y anchoas en la zona del Delta del Ebro.

Agradecimientos:

Los investigadores participantes en este proyecto quieren agradecer la financiación facilitada por el Ocean Stewardship Fund (OSF) de MSC y a la contribución de la Fundación MAVA MSC en el marco del proyecto Medfish (SEINE-EP), así como al proyecto GES4SEAS (EU Grant Agreement 101059877) que ha hecho posible realizar algunos de los análisis llevados a cabo. Finalmente queremos agradecer la oportunidad que nos han brindado los pescadores, y en especial a Joseba Arego) para trabajar con ellos, tanto en la embarcación como en puerto.

Referencias:

- Addams, H. L., & Proops, J. L. R. (2000). Social discourse and environmental policy : an application of Q methodology. <https://api.semanticscholar.org/CorpusID:152519761>
- Arego, J. (2018). Acta del 11 Foro Científico de la Pesca del Mediterráneo. In J. L. S. Lizaso (Ed.), *Problemas y posibles soluciones de la pesca de cerco con luz en el Mediterráneo* (pp. 35–39). UA.
- Bastari, A., Mascarell, Y., Ortega, M., & Coll, M. (2022). Local fishers experience can contribute to a better knowledge of marine resources in the Western Mediterranean Sea. *Fisheries Research*, 248, 106222. <https://doi.org/10.1016/J.FISHRES.2021.106222>
- Carbonell Garzón, E. (2023). Historical analysis of the socio-ecologyca system associated with the Ebro Delta Purse Seine fishery [Diploma Master of Science en Gestión Pesquera Sostenible]. Universidad de Alicante.
- Christensen, V., & Walters, C. J. (2004). Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecological Modelling*, 172(2–4), 109–139. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLMODEL.2003.09.003>
- Coll, M., Albo-Puigserver, M., Navarro, J., Palomera, I., & Dambacher, J. (2019). Who is to blame? Plausible pressures on small pelagic fish population changes in the northwestern

Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 617–618, 277–294.

<https://doi.org/10.3354/meps12591>

- Coll, M., et al. (Submitted). "Retrospective analysis of the pelagic ecosystem of the Western Mediterranean Sea: drivers, changes and effects." *Science of The Total Environment*.
- Coll, M., et al. (In preparation). "Historical contributions of spatial measures to halt the impact of climate change and intense fishing in the Western Mediterranean Sea." *Scientific Reports*.
- Generalitat Valenciana. (2023). Informe del Sector Agrari Valencià 2022.
<https://agroambient.gva.es/va/informes-del-sector-agrario-valenciano>
- GFCM. (2022). Stock Assessment Results (STAR). Food and Agriculture Organization of the United Nations. <https://www.fao.org/gfcm/data/star/en/>
- Ministerio de Agricultura pesca y alimentación. (2021). Encuesta económica de la pesca marítima 2021. https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-pesqueras/2021_principales-resultados_encuesta-economica-pm_tcm30-639667.pdf
- Plan de gestión para la pesca con artes de cerco en el subcaladero Mediterráneo, 1 (2023).
<https://www.boe.es/eli/es/o/2023/07/13/apa852/con>
- Ortega Cerdà, M., Bas, M., Guijarro, B., & Coll, M. (2023). La compra-venta en las lonjas de Cataluña, Valencia y Mallorca. ICM-CSIC.
- Ortega Cerdà, M., & Coll, M. (2022). ¿Quién compra el pescado en las lonjas catalanas? : Informe científico-técnico. CSIC - Instituto de Ciencias del Mar (ICM).
<https://doi.org/10.20350/DIGITALCSIC/14711>
- Ortega Cerdà, M., Coll, M., & Guijarro, B. (2023). ¿Quién compra el pescado en Mallorca? Similitudes y diferencias con Cataluña (pp. 1–35). Institut de Ciències del Mar.
<https://doi.org/https://doi.org/10.20350/digitalCSIC/15093>
- Pennino, M. G., Vilela, R., & Bellido, J. M. (2019). Effects of environmental data temporal resolution on the performance of species distribution models. *Journal of Marine Systems*, 189, 78–86.
<https://doi.org/10.1016/J.JMARSYS.2018.10.001>
- Ramírez, F., Pennino, M. G., Albo-Puigserver, M., Steenbeek, J., Bellido, J. M., & Coll, M. (2021). SOS small pelagics: A safe operating space for small pelagic fish in the western Mediterranean Sea. *Science of the Total Environment*, 756, 144002.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144002>
- Saroux, C., van Beveren, E., Brosset, P., Queiros, Q., Bourdeix, J. H., Dutto, G., Gasset, E., Jac, C., Bonhommeau, S., & Fromentin, J. M. (2019). Small pelagic fish dynamics: A review of mechanisms in the Gulf of Lions. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 159, 52–61. <https://doi.org/10.1016/J.DSR2.2018.02.010>
- Zografos, C. (2007). Rurality discourses and the role of the social enterprise in regenerating rural Scotland. *Journal of Rural Studies*, 23(1), 38–51.
<https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2006.04.002>

Cambios espaciales y temporales en la composición de las capturas y su afinidad térmica: Un análisis por puerto y flota de la Costa Catalana

Espasandín, L.; Ramírez, F.; Sbragaglia, V.; Ortega-Cerdà, M.; Villarino, E.; Chust, G.; Coll, M.

ICM-CSIC

Resumen

Una de las principales consecuencias del cambio climático es el calentamiento de los océanos (Cheng et al., 2019; Pinsky et al., 2020; Pörtner y Knust, 2007). Este calentamiento tiene consecuencias profundas para la vida marina y, en consecuencia, para las actividades socioeconómicas que dependen de los recursos marinos (Bonebrake et al., 2018, p. 201; Pecl et al., 2017; Sumaila et al., 2011). Además, el cambio en la temperatura de los océanos y por tanto sus consecuencias no ocurren siempre de la misma manera, variando espacialmente según la zona y también entre diferentes grupos taxonómicos (Ramírez et al., 2017).

La temperatura del agua del mar es un factor dominante que influye en la distribución y la abundancia de las especies marinas (Harley et al., 2006; Lenoir et al., 2020; Perry et al., 2005; Sumaila et al., 2011). Así, con el calentamiento de los océanos se producen cambios en la composición de las comunidades marinas. Las especies cambian su abundancia y distribución en consonancia con sus preferencias térmicas (Burrows et al., 2019), traduciéndose generalmente en un aumento de las especies que presentan afinidad por aguas calientes, proceso conocido como “tropicalización”; y una disminución de las especies que presentan afinidad por aguas frías, proceso conocido como “deborealización” (Givan et al., 2018). Sin embargo, es importante destacar que esta norma general a veces no se cumple, ya que en ocasiones las especies no responden o incluso responden de manera contraria a lo explicado anteriormente.

Todos estos cambios en la composición de la comunidad conllevan importantes implicaciones ecológicas y socioeconómicas, que podrían dar lugar a cambios en la composición de las capturas pesqueras (Cheung et al., 2009; Pinsky et al., 2021). Comprender los cambios en la composición de las comunidades y las capturas a escalas locales y regionales es esencial para desarrollar estrategias efectivas de adaptación y mitigación para la mejor gestión de la actividad pesquera, que generalmente opera a estas mismas escalas geográficas.

En este contexto, el Índice de Temperatura de la Comunidad (ITC) emerge como una valiosa herramienta que informa sobre la abundancia relativa en la captura de especies afines a aguas frías y cálidas, respectivamente. Variaciones en este índice se pueden interpretar como cambios en la composición de especies en la captura (muestreada o comercial) como respuesta probable al calentamiento del océano. Los cambios en el ITC a lo largo del tiempo pueden atribuirse a cuatro procesos fundamentales: “tropicalización”, “deborealización”, “borealización” y “detropicalización”. Este tipo de análisis son particularmente relevantes en una región tan importante desde el punto de vista ecológico y económico como el Mar Mediterráneo, donde además el cambio climático se está intensificando especialmente (Lionello y Scarascia, 2018).

Del contexto anterior emerge este estudio, donde el objetivo principal es evaluar y cuantificar los cambios espacio-temporales en la composición de la comunidad marina del Mar Catalán, situado en el Noroeste del Mar Mediterráneo. Para ello empleamos una base de datos histórica (desde 2000 a 2023) que recoge los desembarques de las principales flotas comerciales en los distintos puertos de la costa catalana (datos diarios de desembarcos por puerto, flota y especie proporcionados por la Generalitat de Catalunya). Nuestro trabajo pretende entender los cambios en el ITC en cuatro dimensiones distintas:

- (1) la dimensión temporal, analizando los cambios en el ITC a lo largo del tiempo durante 23 años (de 2000 a 2023);
- (2) la dimensión taxonómica, analizando los cambios en el ITC para tres grupos taxonómicos distintos (cefalópodos, crustáceos y peces);
- (3) la dimensión del hábitat, analizando los cambios en el ITC en tres hábitats distintos (pelágico, demersal y costero), definidos a través de las capturas realizadas por diferentes flotas pesqueras, cada una dirigida a diferentes grupos biológicos asociados a un hábitat específico;
- (4) y por último la dimensión espacial, analizando los cambios en el ITC latitudinalmente en los diferentes puertos dispersos a lo largo de la Costa Catalana.

En la Figura 1 podemos ver uno de los resultados preliminares obtenidos tras el análisis detallado anteriormente. La evolución del ITC a lo largo del tiempo se presenta en los paneles superiores de cada uno de los grupos. En los paneles inferiores se muestran los procesos subyacentes, donde cada punto representa una especie que contribuye a uno de estos procesos. Los resultados sólo se muestran en los casos donde el cambio del ITC a lo largo del tiempo es significativo. El ITC aumenta con el tiempo para todas las especies juntas (panel superior Figura 1A), para las especies de peces (panel superior Figura 1B) y para los tres grupos de hábitat (pelágico, demersal y costero; paneles superiores Figura 1C, D y F, respectivamente). Curiosamente, tanto las especies de crustáceos como las especies de cefalópodos no muestran diferencias en los cambios del ITC con el tiempo. En cuanto a los procesos subyacentes, tanto para todas las especies como para las especies de peces, el proceso dominante que impulsa los cambios en el ITC es la tropicalización (paneles inferiores Figura 1A y B, respectivamente). Para los distintos hábitats, el proceso dominante difiere según el hábitat que consideremos. De esta forma, para el hábitat pelágico el proceso dominante es la deborealización, mientras que para el hábitat demersal es la tropicalización (paneles inferiores Figura 1C y D, respectivamente). Para el hábitat costero, si bien es cierto que domina la deborealización, la diferencia con respecto al proceso de tropicalización no es tan evidente como en los casos anteriores (panel inferior Figura 1E).

A nivel general, este estudio resalta la importancia de considerar la deborealización como un proceso importante en el Noroeste del Mar Mediterráneo, sobre todo en el hábitat pelágico, en comparación con la tropicalización observada del hábitat demersal. El aumento del ITC se suele relacionar con la llegada de especies afines a aguas cálidas (tropicalización) (McLean et al., 2021). Sin embargo, en este estudio podemos ver que, para ciertos grupos, la disminución de especies afines a aguas frías (deborealización) explica los incrementos en el ITC a lo largo del tiempo. Además, las diferencias entre los grupos podrían explicarse por las características

de las especies que se consideran en cada grupo, pero también por las temperaturas iniciales y el calentamiento general en donde habitan.

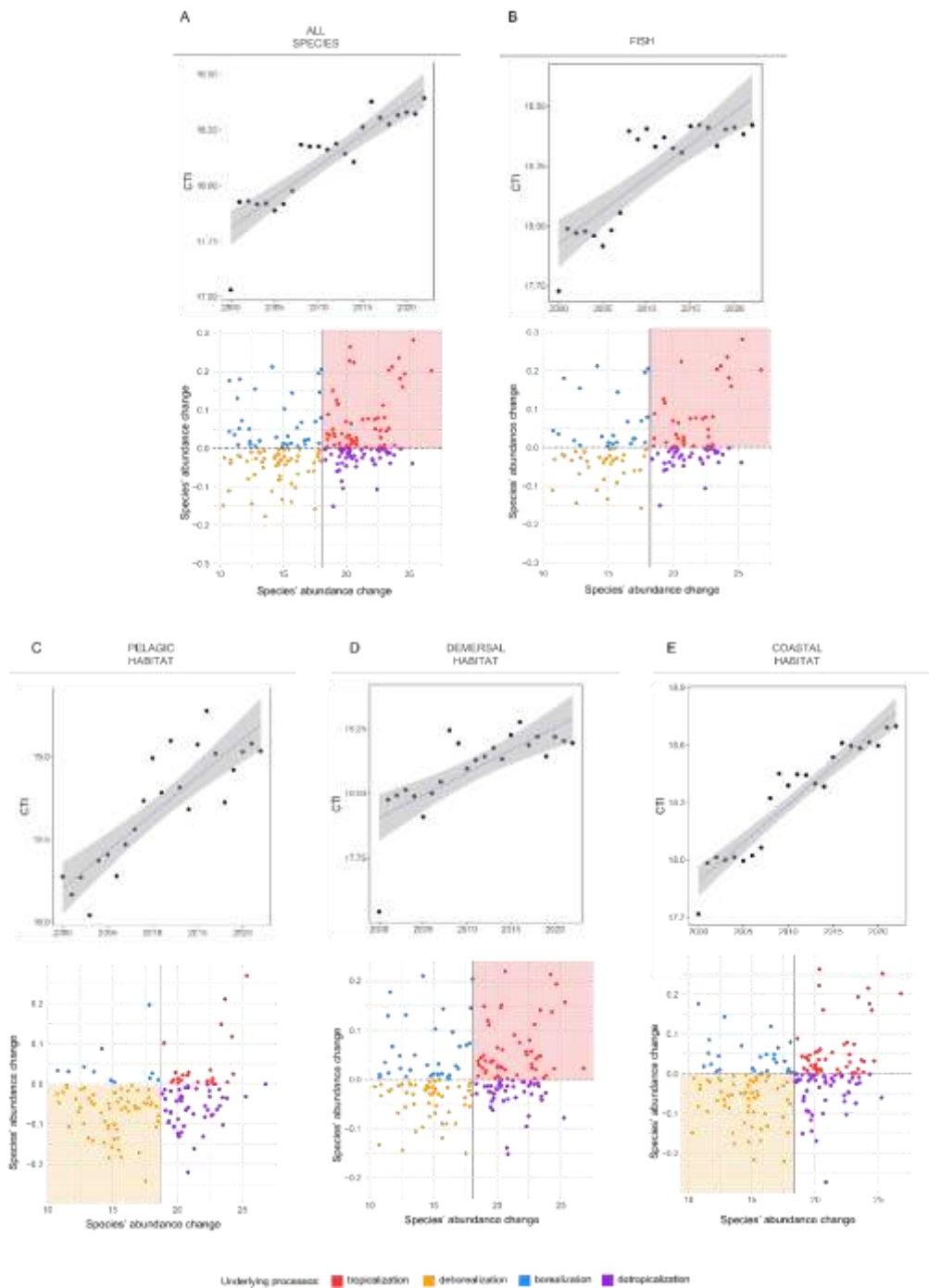


Figura 11: Cambios en el índice de temperatura de la comunidad (ITC) en el tiempo y los cuatro procesos subyacentes para (A) todas las especies, (B) peces, (C) hábitat pelágico, (D) hábitat demersal y (E) hábitat costero. Las regresiones lineales significativas y los intervalos del 95% se representan en líneas azules y sombras grises, en los paneles superiores, para el período 2000-2022. Los cuatro procesos subyacentes que contribuyen a los cambios en CTI representan en los paneles inferiores. Las sombras cuadradas rojas y amarillas representan el proceso dominante. Los resultados sólo se muestran para los casos en los que la tasa de cambio es significativa y para los grupos principales, pero no para las diferentes flotas.

El conocimiento obtenido en este estudio puede ser muy relevante para entender mejor tanto el cambio en la composición de las comunidades marinas como en las capturas generadas por las flotas de pesca, así como los impactos de esto en el ecosistema y para planear futuras estrategias de mitigación y adaptación en la región.

Agradecimientos:

Los investigadores participantes en este proyecto quieren agradecer la financiación facilitada por el programa de investigación e innovación Horizon 2020 de la Unión Europea de los proyectos FutureMARES (grant agreement No 869300) y GES4SEAS (grant agreement No 101059877).

Referencias:

Bonebrake, T. C., Brown, C. J., Bell, J. D., Blanchard, J. L., Chauvenet, A., Champion, C., Chen, I.-C., Clark, T. D., Colwell, R. K., Danielsen, F., Dell, A. I., Donelson, J. M., Evengård, B., Ferrier, S., Frusher, S., Garcia, R. A., Griffis, R. B., Hobday, A. J., Jarzyna, M. A., ... Pecl, G. T. (2018). Managing consequences of climate-driven species redistribution requires integration of ecology, conservation and social science. *Biological Reviews*, 93(1), Article 1. <https://doi.org/10.1111/brv.12344>

Burrows, M. T., Bates, A. E., Costello, M. J., Edwards, M., Edgar, G. J., Fox, C. J., Halpern, B. S., Hiddink, J. G., Pinsky, M. L., Batt, R. D., García Molinos, J., Payne, B. L., Schoeman, D. S., Stuart-Smith, R. D., y Poloczanska, E. S. (2019). Ocean community warming responses explained by thermal affinities and temperature gradients. *Nature Climate Change*, 9(12), Article 12. <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0631-5>

Cheng, L., Abraham, J., Hausfather, Z., y Trenberth, K. E. (2019). How fast are the oceans warming? *Science*, 363(6423), 128-129. <https://doi.org/10.1126/science.aav7619>

Cheung, W. W. L., Lam, V. W. Y., Sarmiento, J. L., Kearney, K., Watson, R., y Pauly, D. (2009). Projecting global marine biodiversity impacts under climate change scenarios. *Fish and Fisheries*, 10(3), Article 3. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2008.00315.x>

Givan, O., Edelist, D., Sonin, O., y Belmaker, J. (2018). Thermal affinity as the dominant factor changing Mediterranean fish abundances. *Global Change Biology*, 24(1), e80-e89. <https://doi.org/10.1111/gcb.13835>

Harley, C. D. G., Randall Hughes, A., Hultgren, K. M., Miner, B. G., Sorte, C. J. B., Thornber, C. S., Rodriguez, L. F., Tomanek, L., y Williams, S. L. (2006). The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology Letters*, 9(2), 228-241. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00871.x>

- Lenoir, J., Bertrand, R., Comte, L., Bourgeaud, L., Hattab, T., Murienne, J., y Grenouillet, G. (2020). Species better track climate warming in the oceans than on land. *Nature Ecology & Evolution*, 4(8), Article 8. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1198-2>
- Lionello, P., y Scarascia, L. (2018). The relation between climate change in the Mediterranean region and global warming. *Regional Environmental Change*, 18(5), Article 5. <https://doi.org/10.1007/s10113-018-1290-1>
- McLean, M., Mouillot, D., Maureaud, A. A., Hattab, T., MacNeil, M. A., Goberville, E., Lindegren, M., Engelhard, G., Pinsky, M., y Auber, A. (2021). Disentangling tropicalization and deborealization in marine ecosystems under climate change. *Current Biology*, 31(21), 4817-4823.e5. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2021.08.034>
- Pecl, G. T., Araújo, M. B., Bell, J. D., Blanchard, J., Bonebrake, T. C., Chen, I.-C., Clark, T. D., Colwell, R. K., Danielsen, F., Evengård, B., Falconi, L., Ferrier, S., Frusher, S., Garcia, R. A., Griffis, R. B., Hobday, A. J., Janion-Scheepers, C., Jarzyna, M. A., Jennings, S., ... Williams, S. E. (2017). Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being. *Science*, 355(6332), Article 6332. <https://doi.org/10.1126/science.aai9214>
- Perry, A. L., Low, P. J., Ellis, J. R., y Reynolds, J. D. (2005). Climate Change and Distribution Shifts in Marine Fishes. *Science*, 308(5730), 1912-1915. <https://doi.org/10.1126/science.1111322>
- Pinsky, M. L., Fenichel, E., Fogarty, M., Levin, S., McCay, B., St. Martin, K., Selden, R. L., y Young, T. (2021). Fish and fisheries in hot water: What is happening and how do we adapt? *Population Ecology*, 63(1), 17-26. <https://doi.org/10.1002/1438-390X.12050>
- Pinsky, M. L., Selden, R. L., y Kitchel, Z. J. (2020). Climate-Driven Shifts in Marine Species Ranges: Scaling from Organisms to Communities. *Annual Review of Marine Science*, 12(1), Article 1. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010419-010916>
- Pörtner, H. O., y Knust, R. (2007). Climate Change Affects Marine Fishes Through the Oxygen Limitation of Thermal Tolerance. *Science*, 315(5808), 95-97. <https://doi.org/10.1126/science.1135471>
- Ramírez, F., Afán, I., Davis, L. S., y Chiaradia, A. (2017). Climate impacts on global hot spots of marine biodiversity. *Science Advances*, 3(2), e1601198. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1601198>
- Sumaila, U. R., Cheung, W. W. L., Lam, V. W. Y., Pauly, D., y Herrick, S. (2011). Climate change impacts on the biophysics and economics of world fisheries. *Nature Climate Change*, 1(9), Article 9. <https://doi.org/10.1038/nclimate1301>

El plan plurianual para la pesca demersal: efectos en la flota y en los recursos explotados

Beatriz Guijarro^{1,*}, Amanda Cohen¹, Marina Forteza¹, Sara Manchado¹, Francesc Ordines¹, Maria Valls¹, Cristina García-Fernández², Jorge Baro², José Miguel Serna², Nuria Díaz³, José M^a Bellido³, Enric Massutí¹

¹Centre Oceanogràfic de les Balears (IEO-CSIC); ²Centro Oceanográfico de Málaga (IEO-CSIC);

³Centro Oceanográfico de Murcia (IEO-CSIC)

*beatriz.guijarro@ieo.csic.es

La Política Pesquera Común (PPC) tiene entre sus objetivos, garantizar que la pesca sea ambiental, social y económicamente sostenible a largo plazo, aplicar el principio de precaución e implantar el enfoque ecosistémico a la gestión pesquera. Para ello, procede adoptar planes plurianuales, medidas técnicas y establecer y asignar el esfuerzo pesquero máximo admisible. Estos planes deben adoptarse sobre la base de los mejores dictámenes científicos, técnicos y económicos disponibles, respaldados por los datos y métodos más actualizados o que hayan sido emitidos o revisados por organismos científicos de reconocido prestigio internacional.

El plan plurianual para la pesca demersal en el Mediterráneo occidental (MAP, Reglamento (UE) 2019/1022 del Parlamento Europeo y del Consejo de 20 de junio de 2019) tiene como objetivo contribuir a hacer realidad los objetivos de la PPC y, en particular, alcanzar y mantener el Rendimiento Máximo Sostenible (RMS) para las poblaciones contempladas, aplicar la obligación de desembarque de las poblaciones demersales y de las capturas accesorias pelágicas efectuadas en pesquerías demersales sujetas a tallas mínimas de referencia a efectos de conservación y promover un nivel de vida adecuado para quienes dependen de las actividades pesqueras, teniendo en cuenta la pesca costera y los aspectos socioeconómicos. El plan pretende asimismo aplicar a la gestión pesquera un enfoque ecosistémico a fin de minimizar el impacto negativo de las actividades pesqueras en el ecosistema marino. El MAP identifica cinco especies objetivo, de gran importancia para la flota de arrastre española que opera en el área: merluza (*Merluccius merluccius*), salmonete de fango (*Mullus barbatus*), gamba blanca (*Parapenaeus longirostris*), cigala (*Nephrops norvegicus*) y gamba roja (*Aristeus antennatus*); pero también reconoce el carácter mixto de las pesquerías demersales y que se deben tener en cuenta sus capturas accesorias, así como otras especies sobre las que no se dispone de datos suficientes. Las flotas españolas afectadas por el plan son aquellas que se distribuyen en las subáreas geográficas (GSAs) reconocidas por la Comisión General de Pesca del Mediterráneo (CGPM): GSA 1 (Norte del Mar de Alborán), GSA 5 (Islas Baleares) y GSA 6 (Norte de España).

El MAP se basa en un régimen de esfuerzo pesquero que contempla una reducción de hasta el 40% de los días de la flota de arrastre, así como limitar el esfuerzo de otros artes. Además, contempla la creación de zonas de cierre espacio-temporales con el objetivo de proteger los juveniles y los reproductores de las especies objetivo. Además, establece la posibilidad de aplicar otras medidas técnicas, incluyendo aquellas que permitan la mejora de la selectividad de los artes de arrastre.

Desde la entrada en vigor del plan, en 2020, hasta 2023, la reducción de días de pesca de la flota de arrastre ha sido de un 10%, 7,5%, 6% y 7% para 2020, 2021, 2022 y 2023, respectivamente. El período de referencia considerado es 2015-2017. Además, se han considerado diversos mecanismos de compensación (como paradas de flota o la aplicación de medidas técnicas) que pueden representar hasta el 3,5% en 2023. Además, se han cerrado de manera temporal o permanente más de 40 zonas, para reducir al menos un 20% las capturas

de juveniles de merluza a nivel de subárea geográfica (GSA) o zonas en las que haya una elevada concentración de juveniles por debajo de la talla mínima de referencia a efectos de conservación y zonas de desove. Además, estas zonas de cierre pueden utilizarse como mecanismo de compensación si permiten reducir entre el 15-25% las capturas de juveniles y reproductores de todas las especies objetivo. Finalmente, en relación a las mejoras de la selectividad de los artes de arrastre, el mecanismo de compensación puede aplicarse a nivel de buque si emplea algunas de las siguientes medidas: i) 45 mm malla cuadrada copo para reducir al menos 25% captura de juveniles de merluza; ii) 50 mm malla cuadrada copo en pesquerías profundas para reducir al menos 25% capturas de gamba roja de menos de 25 mm o iii) un arte muy selectivo que, según estudio del STECF, reduzca al menos 25% capturas de juveniles de todas las especies o al menos 20% desovantes de todas las especies demersales respecto 2020, como rejillas de 20 mm.

Los objetivos del plan no contemplan únicamente alcanzar una mortalidad por pesca en consonancia con los intervalos de F_{RMS} (mortalidad pesquera que permite producir rendimiento máximo sostenible) de forma paulatina y progresiva a más tardar el 1 de enero de 2025, manteniéndose a partir de entonces en los intervalos de F_{RMS} , sino también contribuir a la eliminación de los descartes y aplicar a la gestión pesquera un enfoque ecosistémico. Sin embargo, las medidas de gestión que se están tomando se basan únicamente en los valores de mortalidad pesquera de las especies objetivo del plan. Así, entre 2019 y 2021, con solo dos años de aplicación del MAP, ya se han producido algunas mejoras en el estado de los recursos analizados (Tabla 1).

Tabla 1. Relación entre mortalidad por pesca actual (F_{actual}) y mortalidad por pesca en el rendimiento máximo sostenible (F_{RMS}) obtenida de las evaluaciones de stocks realizadas con datos hasta 2019 y 2020 para las especies objetivo del plan de gestión, validadas por la CGPM. Valores menores a uno indican explotación sostenible y por encima de uno indican sobreexplotación. GSA: subárea geográfica. 1: Norte del mar de Alborán; 2: Isla de Alborán; 5: Islas Baleares; 6: Norte de España.

F_{actual}/F_{RMS}	GSA	2019	2021
Salmonete de fango	1	6.5	2.4
	6	4.5	5.7
Salmonete de roca	5	2.5	2.1
Merluza	1	6.0	6.2
	5	3.1	3.8
	6	8.6	10.4
Gamba blanca	1	1.4	1.8
	5	2.3	2.3
	6	1.6	1.5
Cigala	5	--	1.0
	6	3.7	3.1
Gamba roja	1	2.3	0.9
	2	1.7	1.5
	5	3.7	4.4
	6	6.7	4.9

Hay que tener en cuenta algunas consideraciones a la hora de interpretar estos resultados:

- Actualmente, se están realizando evaluaciones del estado de los recursos demersales por duplicado, tanto en el seno de los grupos de trabajo de la CGPM como en grupos de trabajo específicos del STECF. Este hecho, además de representar un gasto innecesario de recursos económicos y humanos, provoca la duplicidad del consejo científico, incluso con resultados contradictorios, lo que puede crear confusión en el proceso de gestión.
- Los puntos de referencia que se utilizan actualmente en el Mediterráneo, con $F_{0.1}$ como aproximación de F_{RMS} , provocan que la situación de sobrepesca esté probablemente sobreestimada, ya que $F_{0.1}$ es un punto de referencia mucho más conservativo que otros como F_{max} o F_{RMS} . Además, el uso de puntos de referencia de biomasa todavía tiene que ser explorado con más detalle.
- Es importante tener en cuenta que los stocks necesitan un tiempo para recuperarse y que puede variar entre especies, debido a su ciclo vital. La poca duración del plan de gestión (5 años) hace que los resultados de las medidas de gestión que se están aplicando probablemente no sean patentes hasta una vez finalizado el plan.
- Las medidas aplicadas en el plan de gestión no tienen en cuenta la variabilidad específica y espacial de los stocks analizados. Así, el nivel de esfuerzo (y, por tanto, de explotación pesquera) es diferente entre zonas y su efecto sobre las poblaciones puede variar según las características de las mismas. Esto hace que una aplicación generalizada de las mismas medidas de gestión no tenga en cuenta estas diferencias y puede tener efectos no deseados a medio plazo.
- Existe una clara influencia de los parámetros ambientales en las poblaciones de muchas especies marinas, incluida la gamba blanca. En este caso, del que hay suficientes referencias para considerar que su dinámica poblacional está más ligada al ambiente que al esfuerzo pesquero, es un claro ejemplo de inclusión como especie objetivo de una especie que no es adecuada como indicadora de cambios en este esfuerzo.
- El punto anterior está muy relacionado con la ausencia de parámetros ambientales en los modelos de evaluación, lo que hace que los resultados no reflejen los importantes cambios producidos en las poblaciones debido al medio ambiente.
- Las especies objetivo contempladas en el MAP representan alrededor del 50% en términos económicos, pero alrededor del 30% en biomasa. Así, la elevada multiespecificidad de las pesquerías mediterráneas implica que medidas de gestión basadas únicamente en un porcentaje relativamente bajo de la biomasa de sus recursos marinos no se alinee con la aproximación ecosistémica para la gestión pesquera que aboga el MAP.
- Finalmente, la relación entre mortalidad por pesca y esfuerzo pesquero no está clara y se considera que no es lineal. Así, no es esperable que una reducción del esfuerzo (en número de días de pesca) implique una reducción equivalente de la mortalidad por pesca.

En este contexto, actualmente se está desarrollando el proyecto “Mejora del conocimiento científico-técnico para la SOSTenibilidad de las pesquerías demersales del MEDiterráneo occidental” (SOSMED), financiado por la Unión Europea - Next Generation (Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia), con un convenio entre el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación y el Consejo Superior de Investigaciones Científica, a través del Instituto Español de Oceanografía. Este proyecto, cuyo objetivo principal es mejorar la base científico-técnica del asesoramiento a la gestión de las pesquerías demersales de la flota española a lo largo de la costa peninsular mediterránea y alrededor de las Islas Baleares (GSAs 1, 5 y 6), incluye los siguientes objetivos:

1. Cartografiar los caladeros de la flota de arrastre y evaluar su dinámica espacio-temporal.
2. Geo-referenciar las capturas de las flotas de arrastre, redes de enmalle y palangre de fondo, estimar su composición por especies y estratos de población y evaluar su dinámica espacio-temporal.
3. Ampliar y mejorar el conocimiento sobre la distribución espacio-temporal de juveniles y adultos de las especies objetivo del MAP, así como otras especies accesorias de la flota de arrastre.
4. Ampliar la cobertura espacial de las campañas MEDITS en las Islas Baleares.
5. Ampliar y mejorar el cartografiado de EFH y SH a lo largo de la costa peninsular mediterránea y alrededor de las Islas Baleares.
6. Evaluar la disminución de días de pesca, como medida de gestión para la reducción del esfuerzo pesquero.
7. Comparar la estructura de las comunidades bentónicas y aspectos vitales de sus recursos demersales, así como la producción pesquera, entre zonas adyacentes cerradas y abiertas a la pesca.
8. Evaluar el resultado, a corto, medio y largo plazo, de medidas técnicas para la mejora de la selectividad de los artes de arrastre por lo que respecta a las capturas, el rendimiento económico y la conservación de los ecosistemas marinos y sostenibilidad de sus recursos vivos.
9. Diseñar y evaluar estrategias alternativas de gestión, tanto las que se basan en la optimización del uso del espacio para la protección de recursos demersales y hábitats bentónicos, como las que modulan el régimen de explotación, frente a la aplicación del principio de precaución.
10. Mejora de las evaluaciones de recursos demersales aplicando nuevas metodologías o configuraciones de stocks.

Actualmente, se están realizando actividades vinculadas a cada uno de estos objetivos, cuyos resultados se pretende divulgar en los próximos meses en distintos foros científicos, así como en revistas de impacto. Asimismo, se están realizando tareas de divulgación a través de la cuenta de la red social X (anteriormente conocida como Twitter) @SosMed_NextGen.

Agradecimientos

Esta comunicación se ha realizado en el marco del proyecto SOSMED “Mejora del conocimiento científico-técnico para la sostenibilidad de las pesquerías demersales del Mediterráneo occidental”, financiado por la Unión Europea - Next Generation (Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia), con un convenio entre el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación y el Consejo Superior de Investigaciones Científica, a través del Instituto Español de Oceanografía

Pesquerías demersales en las montañas submarinas del Canal de Mallorca (Islas Baleares)

Enric Massutí, Stefanie Keller, Aida Frank, Francisca Ferragut-Perelló, Maria Teresa Farriols, Sergi Joher, Francesc Ordines y Beatriz Guijarro

Centre Oceanogràfic de les Balears (COB-IEO), CSIC, Moll de Ponent s/n, 07015 Palma (Illes Balears)

1. Introducción

El proyecto LIFE IP INTEMARES (<https://www.intemares.es/>), que se desarrolla desde 2018 hasta 2024 coordinado por la Fundación Biodiversidad (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico), tiene por objetivo final lograr una gestión eficaz de los espacios marinos de la Red Natura 2000, con la participación real y efectiva de los sectores implicados y la investigación como herramientas básicas para la toma de decisiones. La acción A2.2 de este proyecto (Mejora del conocimiento para la declaración de nuevos espacios marinos por su importancia para hábitats) incluye tres áreas de estudio, una de las cuales es el Canal de Mallorca, que situado al suroeste del Promontorio Balear, separa las islas de Ibiza y Mallorca. Más concretamente, se estudian las montañas submarinas Ses Olives (SO), Ausias March (AM) y Emile Baudot (EB), para su futura inclusión en la Red Natura 2000.

El Canal de Mallorca es asimétrico, con un ancho que varía entre 100 y 200 km, estrechándose hacia el norte y con una profundidad que puede llegar hasta 1050 m. Se caracteriza por la presencia de variedad de estructuras geomorfológicas en su fondo marino, como montañas submarinas, escarpes y depresiones (Acosta *et al.*, 2003). Entre estas montañas destacan SO, AM y EB. Las dos primeras, situadas al este de las Islas Pitiusas, son de origen orogénico y están constituidas por materiales carbonatados, como gran parte de las unidades geológicas que afloran en la superficie del Promontorio Balear, mientras que la tercera es de origen volcánico. Durante la última era glacial, cuando el nivel del mar en el Mediterráneo disminuyó unos 120 m, las cimas de AM y EB quedaron emergidas.

Los objetivos de la Acción A2.2 del proyecto INTEMARES en las montañas submarinas del Canal de Mallorca han sido: (i) cartografiado del fondo marino; (ii) caracterización de la biodiversidad; (iii) modelado de hábitats bentónicos; y (iv) caracterización y cartografiado de la huella pesquera. Para alcanzar los tres primeros objetivos, se han realizado diversas campañas de investigación oceanográfica multi-disciplinares, en las que se han utilizado ecosondas multihaz y paramétricas, se han tomado muestras del fondo marino (rocas y sedimentos) y su biota epi-bentónica y necto-bentónica con dragas, patines y una red de arrastre experimental, y también se han grabado imágenes con trineo fotogramétrico y ROV. Los primeros resultados del proyecto INTEMARES en las montañas submarinas del Canal de Mallorca, han permitido mejorar la cartografía del fondo marino, aumentando su resolución hasta 2 m en las cimas y laderas de las montañas y 8-10 m en los fondos adyacentes. También se han inventariado unas 612 especies o taxones, la mayoría esponjas (22% aproximadamente), algunas de las cuales han sido nuevas para la ciencia. Asimismo se han realizado nuevos registros para las Islas Baleares y, en algunos casos, para el Mediterráneo, de esponjas, equinodermos, crustáceos, moluscos y peces.

La información recogida y otra complementaria han permitido el modelado predictivo de hábitats bentónicos, desarrollado con las metodologías GAM y Maxent (Frank *et al.*, 2022). A partir del modelado de especies o asociaciones de especies estructurantes y/o indicadoras de hábitats, se ha podido estimar la distribución espacial de 12 hábitats bentónicos, la mayoría biogénicos y de interés comunitario (Directiva Hábitats; 1110: Fondos de maërl/rodolitos;

1170: Arrecifes) e incluidos en la Lista Patrón de Referencia Estatal (Templado *et al.*, 2012). También se han cartografiado los campos de Pockmarks (hábitat 1180: Estructuras submarinas causadas por emisiones de gases), además de otras 4 especies de especial interés para la conservación en las que, por falta de datos, no ha sido posible el modelado de su hábitat. Para más información: Ordines *et al.* (2019), Díaz *et al.* (2021), Massutí *et al.* (2022), Marco-Herrero *et al.* (2022) y Kovačić *et al.* (2023).

Por lo que respecta a la caracterización y el cartografiado de la huella pesquera en las montañas submarinas del Canal de Mallorca, objeto de la presente comunicación, hay que señalar que la información científica previa, sobre la actividad pesquera demersal en las montañas submarinas del Canal de Mallorca, es escasa y se refiere sobre todo a la pesca de arrastre. García-Rodríguez y Esteban (1999) evaluaron la pesquería de gamba roja (*Aristeus antennatus*) alrededor de Ibiza y Formentera y, más recientemente, Ferragut-Perelló *et al.* (2021) han caracterizado la actividad y las capturas de flota de arrastre peninsular que opera en el área. Señalara también las campañas de prospección pesquera con arte de arrastre, que el IEO y el Govern de les Illes Balears llevaron a cabo en los fondos adyacentes a EB (Massutí y Oliver, 1975; Massutí, 1981; Oliver, 1983; Riera, 1991). De otros artes de pesca tan solo existe información sobre la pesca de camarón (*Plesionika edwardsii*) con nasas (García-Rodríguez *et al.*, 2000) y un mapa con la distribución del esfuerzo de pesca de palangre de fondo (Serrano *et al.*, 2012). No se dispone de información sobre la flota de artes menores y la pesca recreativa.

Para paliar esta falta de información, dentro de los trabajos realizados por el proyecto INTEMARES en las montañas submarinas del Canal de Mallorca, se ha intentado dar respuesta a las siguientes preguntas: ¿Qué pesquerías demersales se realizan en las montañas submarinas y fondos adyacentes? ¿Qué flotas? ¿En qué zonas? ¿Ha habido cambios en los últimos años? ¿Qué importancia tiene el área para las diferentes flotas de pesca demersal, no solo por lo que respecta a su esfuerzo de pesca sino también a la biomasa y el valor económico de las capturas?

2 Material y métodos

Para buscar respuestas a las preguntas anteriores, se ha obtenido información de cuatro fuentes diferentes: (i) Registro Flota Pesquera Española, de la Secretaría General de Pesca (SGP); (ii) registros de cajas azules o VMS (*Vessel Monitoring by Satellite System*), también facilitados por la SGP, que han permitido estimar la distribución geográfica del esfuerzo pesquero (huella pesquera); (iii) hojas de venta diaria de la flota de arrastre con puertos base en las Islas Pitiusas y Península Ibérica (SGP) y con puertos base en Mallorca (*OP MallorcaMar*), que ha permitido tener información de los desembarcos (como estimación de las capturas) por especies o categorías comerciales, tanto peso como precio de primera venta; y (iv) caladeros de pesca arrastre alrededor de las Islas Baleares, cartografiados en proyectos previos (Farriols *et al.*, 2017; Guijarro *et al.*, 2020). Se desestimó el uso de *logbooks* para la estimación de capturas, ya que en estos se consideran menos especies y tampoco se registra información de su valor económico (Ferragut-Perelló *et al.*, 2021).

Se ha trabajado con $11.1 \cdot 10^6$ señales VMS (fecha y hora, posición GPS, velocidad y rumbo) de la flota de arrastre durante el período 2010-2019. Estos registros: (i) se han corregido y filtrado por área y velocidad; (ii) ploteado en ArcGIS; y (iii) han sido estimados por cuadrículas de $0.01 \times 0.01^\circ$ y año y por caladero y año. Por último, se ha realizado el análisis de la evolución espacio-temporal de toda esta información. Para la estimación de las capturas se han analizado $1.2 \cdot 10^6$ registros de hojas de venta diaria. Se detectaron diversos errores (principalmente de identificación y asignación de especies), que se corrigieron. Esta fuente de error también se minimizó en lo posible, siguiendo la metodología de Ferragut-Perelló *et al.*

(2021) que seleccionaron sólo aquellas especies o categorías comerciales presentes en más del 10% de las hojas de venta y que representaran al menos el 1% de la biomasa total capturada. El resultado fue la selección de: (i) 7 especies o grupos de especies (Gerret, pulpo, salmonetes, calamar, Roges, Gall y Rajades) que representan >90% de los desembarcos de la flota insular; y (ii) 16 especies o grupos de especies (10 peces, 5 crustáceos y un cefalópodo) que representan >90% de los desembarcos de la flota peninsular. Cruzando la información de las hojas de venta diarias con los registros VMS se han podido geo-localizar las capturas y asignarlas a un determinado caladero. Con toda esta información se ha podido estimar no solo el esfuerzo de pesca que realiza la flota de arrastre en los caladeros próximos a las montañas submarinas objeto de estudio, y el porcentaje que ésta representa respecto a su actividad alrededor de las Islas Pitiusas y en toda su área de pesca, sino también las capturas y el valor económico de las mismas, resultado de esta actividad pesquera.

3 Resultados y discusión

Durante el período de estudio, tres flotas de arrastre han faenado alrededor de las Islas Pitiusas: (i) 9 barcos de los puertos de Sant Antoni de Portmany, Eivissa y la Savina, este último en Formentera, que faenan exclusivamente en la plataforma continental; (ii) hasta 29 barcos que se desplazan desde puertos de la Península Ibérica (principalmente Denia, Calp, Altea, La Vila Joiosa y Santa Pola) para pescar durante 3-5 días, aunque realizando mareas diarias, en el talud insular a más de 150 m de profundidad; y (iii) 3 barcos de Andratx (Mallorca) que esporádicamente han realizado mareas diarias para faenar en el nordeste de Ibiza.

Se han identificado tres caladeros de arrastre próximos a SO y AM, que son explotados exclusivamente por la flota peninsular: (i) uno situado al este y nordeste de Ibiza, que en su parte más al sur incluye fondos del talud superior y medio adyacente a SO y AM; y (ii) dos situados al este de Formentera, uno en el talud superior y otro en el talud medio, en ambos casos adyacentes a AM. Las especies objetivo de esta flota son crustáceos decápodos de alto valor comercial: gamba blanca (*Parapenaeus longirostris*) y cigala (*Nephrops norvegicus*) en el talud superior y gamba roja (*Aristeus antennatus*) en el talud medio. El by-catch de esta pesquería está compuesto por otros crustáceos decápodos (el cangrejo *Geryon longipes* y diversas especies de gambas del género *Plesionika*), moluscos cefalópodos (*Illex coindetii*, *Todaropsis eblanae* y *Todarodes sagittatus*); peces teleósteos (*Merluccius merluccius*, *Citharus linguatula*, *Helicolenus dactylopterus*, *Micromesistius poutassou*, *Phycis blennoides*, *Lophius budegassa*, *L. piscatorius*, *Lepidorhombus boschii* y *L. whiffiagonis*, *Glossanodon leioglossus* y *Argentina sphyraena*), diversos elasmobranquios (el tiburón *Galeus melastomus* y diversas especies de rayas). Por el contrario, no se ha detectado pesca de arrastre en EB. Si bien hasta los años noventa la flota de arrastre de Palma (Mallorca) pescó gamba roja al oeste y noroeste del EB (Oliver, 1983), este caladero hace dos décadas que ha dejado de explotarse, por su lejanía a puerto y, más recientemente, el incremento del precio de combustible (Guijarro, 2012).

En promedio, la flota de arrastre insular que faena en el área de estudio, realiza unos 750 días de pesca por año en los tres caladeros próximos a SO y AM. Esto representa el 16% de los días de pesca de toda la flota de arrastre (insular y peninsular) alrededor de las Islas Pitiusas, el 28% de los días de pesca que realiza la flota peninsular alrededor de estas islas y el 10% de sus días de pesca respecto al área total donde faena esta flota, tanto en fondos insulares como peninsulares. Por lo que respecta a las capturas, durante el período de estudio se han estimado unos desembarcos anuales promedio procedentes de estos tres caladeros de 92.6 toneladas, con un valor de primera venta de 900 mil euros. Las capturas medias para las tres especies objetivo de la pesquería han sido 11, 11 y 7 toneladas/año para gamba blanca, cigala y gamba roja, respectivamente. Estas capturas representan el 34% en peso y el 7% en valor

económico de las capturas que realiza la flota peninsular en caladeros alrededor de las Islas Pitiusas y el 2-9% en biomasa y 2-11% en valor económico del total de sus desembarcos.

Durante el período 2016-2019 se han detectado 3 barcos, con puerto base en Santa Pola, que han faenado con nasas de profundidad en las cimas y laderas de las tres montañas submarinas, para la captura de *Plesionika edwardsi*. El número de días que esta flota ha faenado en el área de estudio representa el 6-14% de sus días totales de pesca. En este mismo período también se ha detectado la presencia de 5 barcos de palangre de fondo, procedentes de puertos de la Península Ibérica, probablemente dirigidos a la captura de grandes espáridos y serránidos. El número de días que esta flota ha faenado en el área de estudio es el 2-10% de sus días totales de pesca.

Datos muy recientes de las cajas verdes, facilitados por la Direcció General de Pesca del Govern de les Illes Balears (GOIB), ha permitido detectar la presencia de flota artesanal faenando en el área de estudio. Este sistema de localización y seguimiento electrónico, que el GOIB ha instalado recientemente en la flota de artes menores del Archipiélago, suministra fecha y hora, posición geográfica, rumbo y velocidad de los barcos. Con ello se ha observado que: (i) entre mayo y agosto de 2022, 3 barcos (dos de Ibiza y uno de Formentera) faenaron 17 días en la cima y ladera occidental de AM, probablemente para pesca de langosta con trasmallo; y que (ii) entre octubre de 2022 y enero de 2023, dos de estos barcos faenaron 3 días en esta misma área, probablemente con palangre de fondo.

Los muestreos de fauna epi- y necto-bentónica realizados en los caladeros de gamba roja de los fondos adyacentes a AM y EB, actualmente explotados por la flota de arrastre y sin explotar desde hace dos décadas, respectivamente, han permitido obtener unos primeros resultados sobre el impacto de esta pesquería. No se han observado diferencias en la composición y estructura de las comunidades epi- y necto-bentónicas, ni en la abundancia de gamba roja, entre estos dos caladeros. Por el contrario, esta especie sí muestra una estructura poblacional diferente entre caladeros, con mayor presencia de machos de mayor tamaño en EB y de hembras más pequeñas en AM. Tampoco se observaron diferencias claras en la densidad de elasmobranchios, peces especialmente vulnerables al impacto de la pesca, siendo *Galeus melastomus* más abundante en EB y *Etmopterus spinax* en AM.

Estos resultados son todavía preliminares. Se deberá profundizar en ellos y ampliar con el estudio de la condición de especies y comunidades y del impacto directo de los artes de arrastre en el fondo marino, que alteran su estructura superficial y son impulsores de la evolución del paisaje submarino profundo (Martín *et al.*, 2014). Además, provocan la resuspensión de sedimentos y la formación de capas nefeloides (Palanques *et al.*, 2001; Puig *et al.*, 2013), que pueden causar una amplia variedad de impactos negativos en el bentos marino no solo de áreas próximas sino también alejadas de los caladeros: p.ej. asfixia de órganos alimentarios y respiratorios, que puede afectar al asentamiento de especies (Kaiser *et al.*, 2022). Esto es especialmente relevante si se tiene en cuenta la proximidad de caladeros de arrastre a AM (su distancia a SO es mayor) y la alta diversidad y densidad de especies bentónicas filtradoras que hay en los fondos rocosos de las cimas y laderas de estas montañas submarinas. No hay información del impacto potencial de las otras pesquerías demersales que se realizan en el área de estudio (nasas, palangre de fondo, artes menores y pesca recreativa). Señalar, por último, que en casi el 70% de los transectos de ROV realizados durante el proyecto INTEMARES, se observaron restos de artes de pesca (palangres, nasas, trasmallo y un señuelo artificial), por lo que se debería tener en cuenta también el efecto potencial de la pesca fantasma.

4. Comentarios finales

El proyecto INTEMARES ha permitido cartografiar la huella pesquera demersal (flotas de arrastre, nasas y palangre de fondo) en las montañas submarinas del Canal de Mallorca y fondos adyacentes.

Se ha estimado el esfuerzo de la pesca de arrastre, así como sus capturas en los tres caladeros próximos a SO y AM (flota peninsular) y lo que ambos representan respecto a su área de pesca alrededor de Ibiza-Formentera y área total de pesca, incluyendo los caladeros de la Península Ibérica.

Este cartografiado se debería completar con otras pesquerías (p.ej. artes menores y pesca recreativa) y añadir otras actividades humanas (p.ej. transporte marítimo), que también pueden tener un impacto potencial negativo en la biota marina, en este último caso de especies pelágicas (tortugas y cetáceos).

Con toda esta información se podrá evaluar la interacción potencial de usos con hábitats y flora y fauna marina de especial interés para la conservación.

Estos estudios permitirán mejorar el asesoramiento científico para elaborar la propuesta de inclusión de las montañas submarinas del Canal de Mallorca en la Red Natura 2000, que tiene como objetivo maximizar la protección de los ecosistemas, minimizando en lo posible los efectos sobre las actividades económicas.

Agradecimientos.- Este trabajo se ha realizado dentro del proyecto LIFE IP INTEMARES, coordinado por la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y la Demografía Desafío y que cuenta con el apoyo financiero del programa LIFE de la Unión Europea (LIFE15 IPE ES012). También se han obtenido datos de las campañas de investigación oceanográfica MEDITS, para la evaluación de los recursos demersales y el impacto de la pesca en los ecosistemas bentónicos del Mediterráneo, que están cofinanciadas por la Unión Europea a través del Fondo Marítimo Europeo y Pesca (FEMP), dentro del Programa Nacional de recogida, gestión y uso de datos en el sector pesquero y apoyo al asesoramiento científico sobre la Política Pesquera Común.

5. Bibliografía

- Acosta J., M. Canals, J. López-Martínez, A. Muñoz, P. Herranz, R. Urgeles, C. Palomo & J.L. Casamor.- 2003. The Balearic Promontory geomorphology (western Mediterranean): Morphostructure and active processes. *Geomorphology*, 49: 177-204.
- Díaz J.A., S. Ramírez-Amaro & F. Ordines.- 2021. Sponges of Western Mediterranean seamounts: new genera, new species and new records. *PeerJ*, 9: e11879.
- Farriols M.T., F. Ordines, P.J. Somerfield, C. Pasqual, M. Hidalgo, B. Guijarro & E. Massutí.- 2017. Bottom trawl impacts on Mediterranean demersal fish diversity: Not so obvious or are we too late? *Continental Shelf Research*, 137: 84-102.
- Ferragut-Perelló F., M.T. Farriols, B. Guijarro, F. Ordines & X. Sobrado.- 2021. Caracterització i tipificació de les captures de la flota peninsular d'embarcacions professionals de pesca d'arrossegament de fons que pesquen als caladors de les Illes Balears. Informe Final Projecte FOGAIBA, 19 pp.

- Frank A., S. Keller, O. Sánchez-Guillamón, M. Agulles, D. Mata-Chacón, B. Rincón, M.T. Farriols, F. Ordines, G. Jordà, J.T. Vázquez & E. Massutí.- 2022. Modelat d'espècies bentòniques formadores d'hàbitats a les muntanyes submarines del Canal de Mallorca: Resultats preliminars. *In: Pons G.X., L. del Valle, M. McMinn, S. Pinya & D. Vicens (Editors). Llibre de ponències i comunicacions de les VIII Jornades de Medi Ambient de les Illes Balears: 248-251. Societat d'Història Natural de les Balears (SHNB) – Universitat de les Illes Balears (UIB). ISBN 978-84-09-45184-5.*
- García-Rodríguez M. & A. Esteban.- 1999. On the biology and fishery of *Aristeus antennatus* (Risso, 1816), (Decapoda, Dendrobranchiata) in the Ibiza Channel (Balearic Islands, Spain). *Scientia Marina*, 163, 27-37.
- García-Rodríguez M., A. Esteban, J.L. Pérez Gil.- 2000. Considerations on the biology of *Plesionika edwardsi* (Brandt, 1851) (Decapoda, Caridea, Pandalidae) from experimental trap catches in the Spanish western Mediterranean Sea. *Scientia Marina*, 64: 369-379.
- Guijarro B.- 2012. Population dynamics and assessment of exploited deep water decapods off Balearic Islands (western Mediterranean): from single to multi-species approach. PhD Thesis, Universitat de les Illes Balears, 257 pp.
- Guijarro B., F. Ordines, C. Pasqual, M. Valls, A. Quetglas & E. Massutí. 2020. La pesca de ròssec al voltant de l'arxipèlag de Cabrera. *In: Grau A.M., J.J. Fornós, G. Mateu, P.A. Oliver & B. Terrasa (Editors). Arxipèlag de Cabrera: Història Natural. Monografies Societat Història Natural Balears*, 30: 375-391.
- Kaiser M.J., J.S. Collie, S.J. Hall, S. Jennings & I.R. Poiner.- 2022. Modification of marine habitats by trawling activities: Prognosis and solutions. *Fish and Fisheries*, 3: 114-136.
- Kovačić M., S. Ramírez-Amaro, M.T. Farriols & F. Ordines.- 2023. The Second Record of *Gymnesigobius medits Kovačić*, the Deepest Benthic Gobiiform Species, and the Additional Records of *Gobius Xoriguer* (Actinopterygii: Gobiiformes: Gobiidae). *Fishes*, 8, 331.
- Marco-Herrero E., M. Ramón, S. Ramírez-Amaro, O. Sánchez-Guillamón, F. Ordines, C. López-Rodríguez, M.T. Farriols, J.T. Vázquez & E. Massutí.- 2022. New Deep-Sea Molluscan Records from Mallorca Channel Seamounts (North-Western Mediterranean). *Diversity*, 14, 928.
- Martín J., P. Puig, A. Palanques & A. Giamportone.- 2014. Commercial bottom trawling as a driver of sediment dynamics and deep seascape evolution in the Anthropocene. *Anthropocene*, 7: 1-15.
- Massutí M.- 1981. Resultados de la campaña de prospección pesquera "BAUDOT.8106" en el talud continental del sureste de Mallorca. Informe Técnico Instituto Español de Oceanografía, 59 pp.
- Massutí M. & P.A. Oliver.- 1975. Iniciación al estudio de nuevos fondos de arrastre en el talud continental de las Islas Baleares. *Publ. Téc. Dir. Gen. Pesca Marít.*, 11: 153-168.
- Massutí E., O. Sánchez-Guillamón, M.T. Farriols, D. Palomino, A. Frank, P. Bárcenas, B. Rincón, N. Martínez-Carreño, S. Keller, C. López-Rodríguez, J.A. Díaz, N. López-González, E. Marco-Herrero, U. Fernandez-Arcaya, M. Valls, S. Ramírez-Amaro, F. Ferragut, S. Joher,

- F. Ordinas & J.-T. Vázquez.- 2022. Improving Scientific Knowledge of Mallorca Channel Seamounts (Western Mediterranean) within the Framework of Natura 2000 Network. *Diversity*, 14, 4.
- Oliver P.A.- 1983. Los Recursos Pesqueros del Mediterráneo. Primera Parte: Mediterráneo Occidental. *FAO Studies and Reviews*, 59: 1-141.
- Ordines F., S. Ramírez-Amaro, U. Fernandez-Arcaya, E. Marco-Herrero and E. Massutí.- 2019. First occurrence of an Ophioidae species in the Mediterranean: the high abundances of *Ophiomyces grandis* from the Mallorca Channel seamounts. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 99(8): 1817-1823.
- Palanques A., J. Guillén & P. Puig.- 2001. Impact of bottom trawling on water turbidity and muddy sediment of an unfished continental shelf. *Limnology and Oceanography*, 46: 1100-1110.
- Puig P., X.D. de Madron, J. Salat, K. Schroeder, J. Martín, A.P. Karageorgis, A. Palanques, F. Roullier, J.L. Lopez-Jurado, M. Emelianov, T. Moutin & L. Houpert. 2013. Thick bottom nepheloid layers in the western Mediterranean generated by deep dense shelf water cascading. *Progress in Oceanography*, 111: 1-23.
- Riera F.- 1991. Resultats de la campanya de prospecció pesquera "BAUDOT 9104". Informe Técnico Direcció General de Pesca, Conselleria d'Agricultura i Pesca, Govern Balear, 28 pp.
- Serrano A., J.M. Ruiz, A. Punzón, F. Ordines, O. Tello, A. Ramos, J. Mas, D. Garrido, J.C. Rodríguez, J.M. González-Irusta & M.T. Farriols.- 2012. Estrategia Marina. Demarcación Levantino-Balear. Parte IV. Descriptores del buen estado ambiental. Descriptor 6: Fondos marinos. Evaluación inicial y buen estado ambiental. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 122 pp.
- Templado J., E. Ballesteros, I. Galparsoro, A. Borja, A. Serrano, L. Martín & A. Brito.- 2012. Inventario Español de Hábitats y Especies Marinos. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 229 pp.

Análisis de la primera venta en Cataluña, Mallorca y Valencia. Hacia un acoplamiento de los modelos ecológicos y la cadena de valor. El proyecto SOSMED

Ortega Cerdà, M.¹, Bas, M.¹; Lloret-Lloret, E.¹; Guijarro, B.²; Coll, M.¹

(1) *Institut de Ciències del Mar, CSIC*

(2) *IEO COB*

Resumen

El estudio de la cadena de valor permite comprender cómo se reparte la riqueza y el empleo generado por una actividad económica entre los diversos actores involucrados, desde que se inicia la actividad analizada hasta su finalización. En el caso de la pesca se trata de comprender mejor cuál es el impacto en términos monetarios y laborales en cada una de las fases por donde circula el pescado desde el barco hasta al plato: la captura, la distribución, la transformación y comercialización. Esta información adquiere su máxima relevancia cuando puede acoplarse con modelos ecosistémicos en los que pueden integrarse las interacciones tróficas junto con los factores medioambientales y las presiones humanas, y permiten predecir los efectos de escenarios de cambio pasados y futuros (Christensen and Walters, 2011; Christensen et al., 2011, 2014; Steenbeek et al., 2021). En el marco del proyecto SOSMED se pretende llevar a cabo un estudio de la cadena de valor de la pesca en el ámbito de la GSA6, y parcialmente de la GSA5, acoplando un modelo trófico a un modelo de la cadena de valor, que permita ensayar los impactos derivados en toda la cadena de valor de diversas medidas de gestión pesquera.

Las primeras fases del proyecto han consistido en un estudio exhaustivo de la primera venta en Cataluña, Valencia y Mallorca, así como la calibración de dos modelos ecosistémicos, uno centrado en el Delta del Ebro y un segundo modelo para el conjunto de la GSA6 y GSA7. Ambos se basan en modelos Ecopath con Ecosim (EwE) (Polovina, 1984; Christensen and Pauly, 1992; Christensen and Walters, 2004). Este tipo de modelización ecosistémica se ha utilizado ampliamente en el ámbito marino y permite rastrear el flujo de biomasa y energía a través de las redes tróficas, así como investigar las funciones de las especies, el papel de los factores ambientales y el cambio climático, el impacto de la pesca y los efectos de las acciones de gestión espacial y temporal, entre otros.

Primeros resultados.

Análisis de la primera venta en Cataluña, Mallorca y Valencia.

El análisis detallado de la primera venta en Cataluña, Mallorca y Valencia, y la comparativa entre ellos, puede encontrarse en los siguientes informes (Ortega Cerdà and Coll, 2022; Ortega Cerdà et al., 2023c, 2023b).

A continuación, se muestran algunos de los principales resultados para la GSA6.

El año 2021 se comercializaron más de 37 millones de kg con un valor total de 184 millones de € distribuidos en 39 lonjas. Destacan por el volumen comercializado la lonja de Santa Pola, La Ràpita, Tarragona, Castellón, Palamós y Vilanova i la Geltrú. Si incluimos en el análisis la lonja de Palma, en la que se comercializa la gran mayoría del pescado capturado en Mallorca, ésta ocuparía el tercer lugar en el ránking de mayores lonjas. En la mayoría de ellas el arrastre fue la modalidad de pesca más relevante en términos de facturación (**Figura 12**).

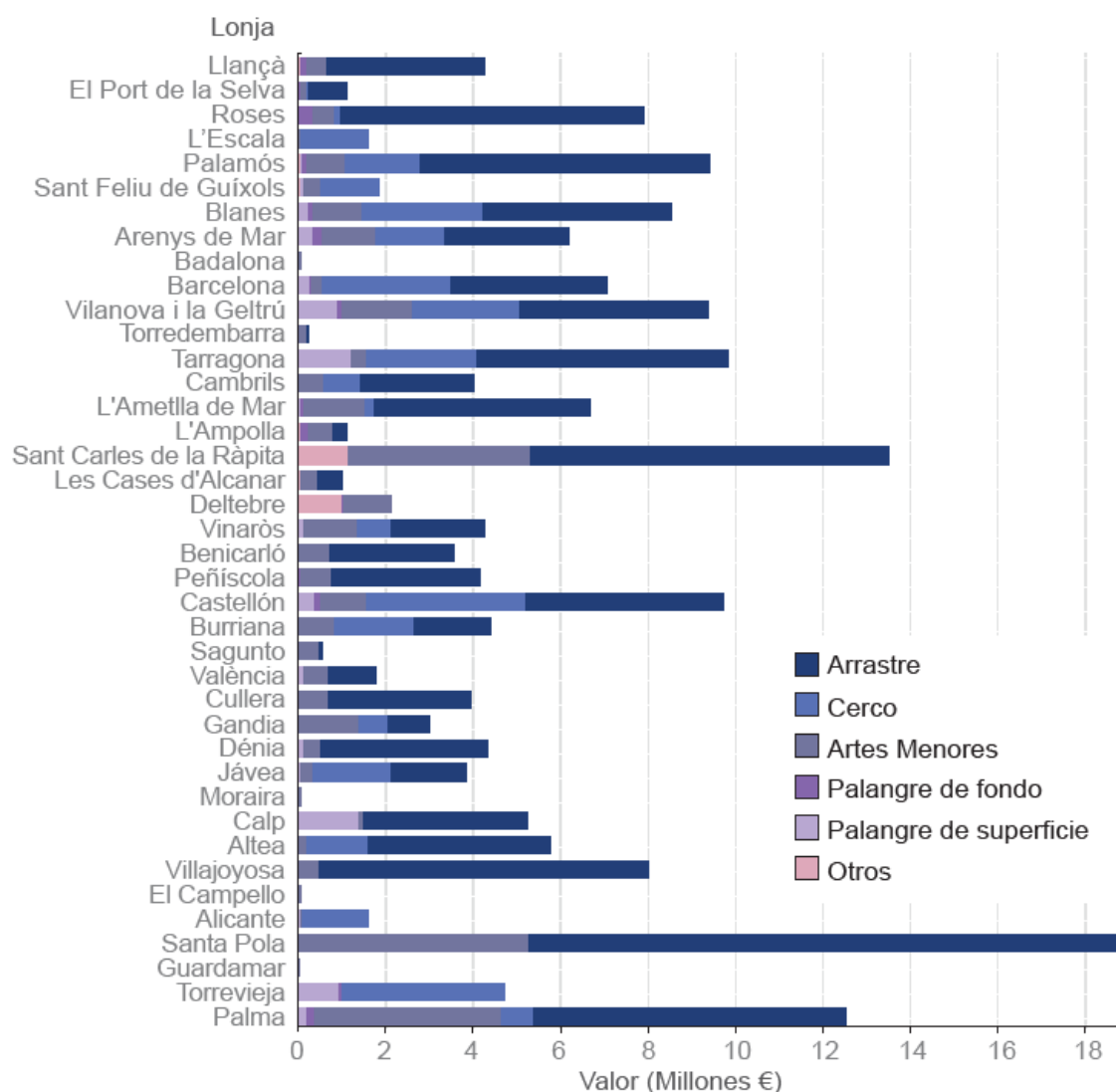


Figura 12. Lonjas de la GSA 6 y GSA5 ordenadas geográficamente de Norte a Sur. La facturación corresponde al año 2021.

En términos de volumen de pescado adquirido en lonja, el canal mayorista es el más relevante con un 69% de las compras, seguido por la gran distribución (14%) y el canal minorista (14%). El canal HORECA tiene un papel minoritario (2%) (**Figura 13**).

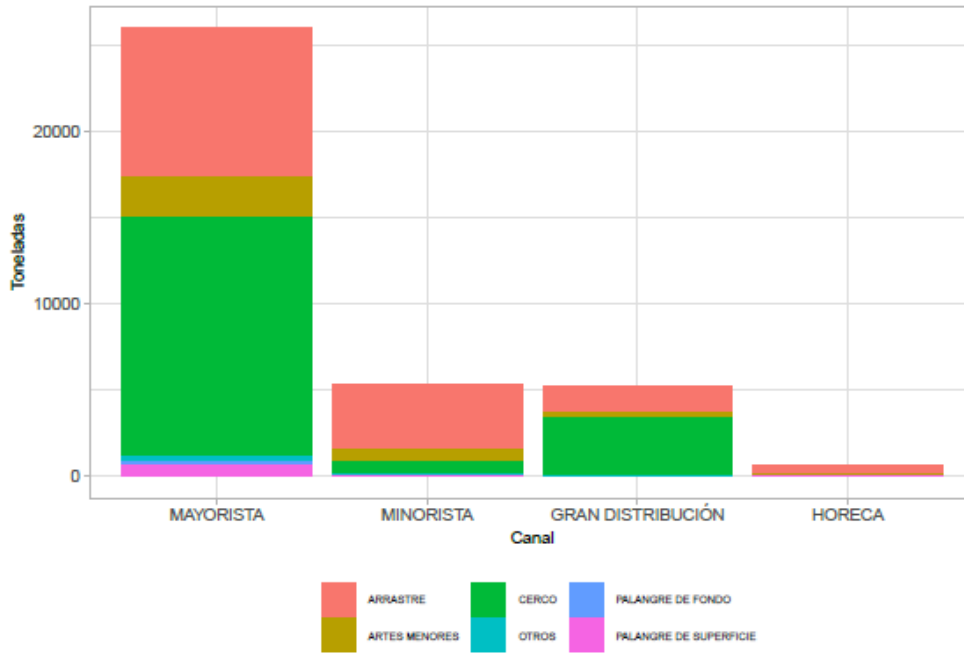


Figura 13. Compra -en términos de volumen- realizada en función del canal de compra y modalidad de pesca.

En términos monetarios, la ordenación de los canales es distinta debido a la diferente composición del mix de compra, y al mayor precio unitario del arrastre frente al cerco. Como puede observarse, si bien se mantiene el canal mayorista como el de mayor peso, se invierte el orden entre canal minorista y gran distribución pasando a ser el canal minorista el segundo mayor (**Figura 14**).

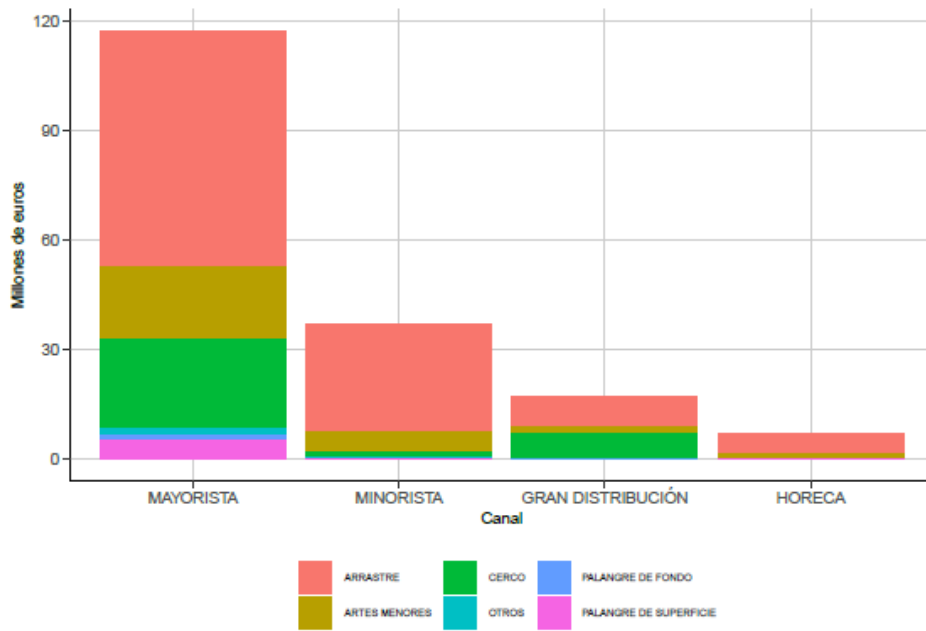


Figura 14. Compra -en términos de facturación- realizada en función del canal de compra y modalidad de pesca.

Se dan diferencias significativas en función del arte de pesca, por ejemplo, en el cerco la gran distribución juega un rol mayor que en el resto de modalidades de pesca; o el sector minorista tiene un rol más destacado en la compra del producto de arrastre, artes menores y palangre de fondo que en el cerco o el palangre de superficie dónde tiene un rol muy minoritario (Figura 15).

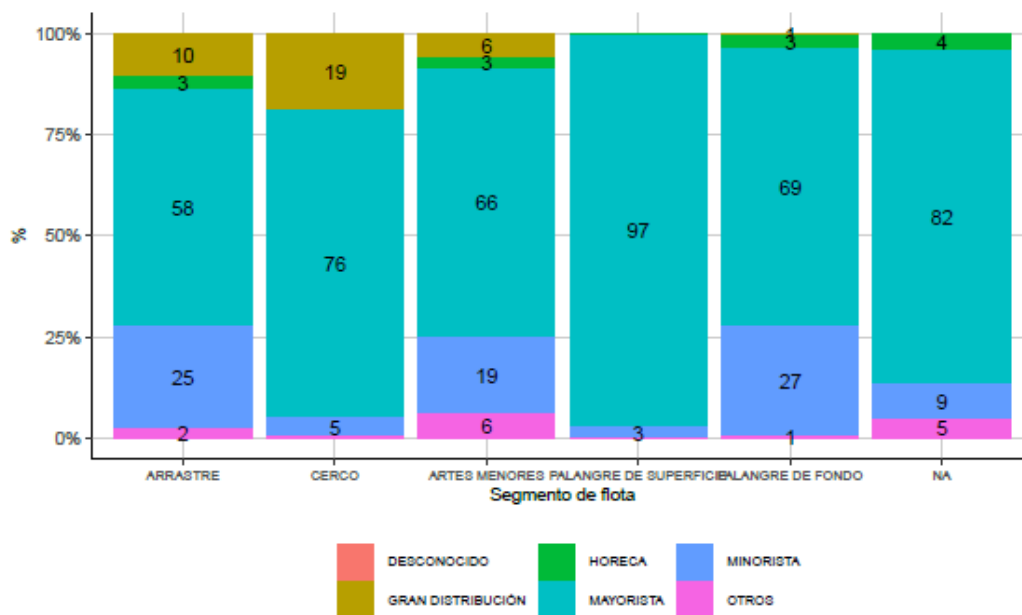


Figura 15. Peso relativo en términos de volumen de los canales de compra en función de la modalidad de pesca en la GSA6.

Desde la perspectiva del comprador el arrastre es de manera destacada el mayor aportador a todos los canales de compra, excepto en el caso de la gran distribución para la cual el cerco es también muy relevante (**Figura 16**).

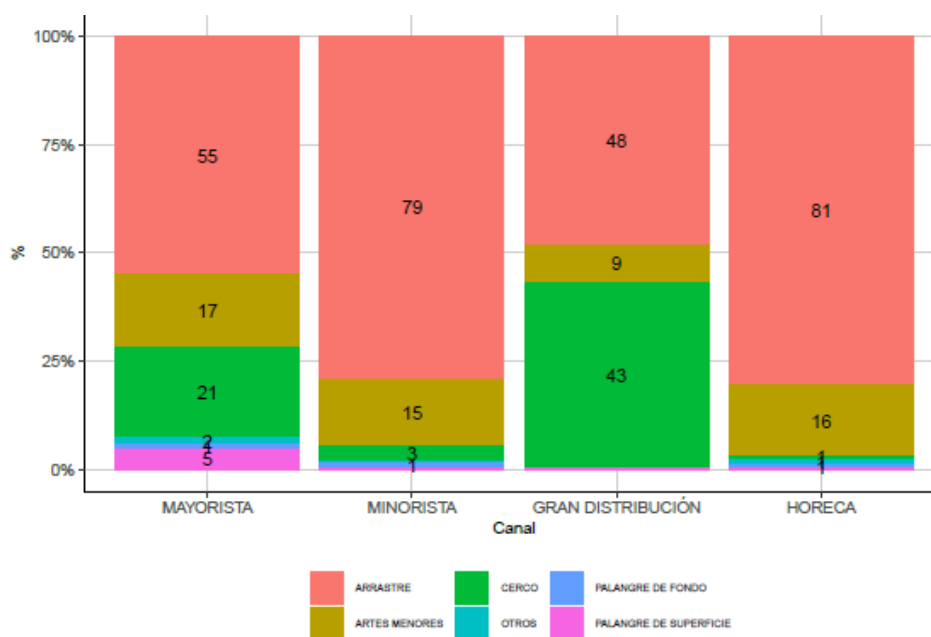


Figura 16. Peso relativo de las modalidades de pesca en términos de volumen para los principales compradores en la GSA6.

En términos de concentración el análisis se ha realizado a través del cálculo del índice de Gini. Este índice es muy utilizado en los estudios de desigualdad económica y varía entre 0 y 1: 0 indica la perfecta igualdad (en nuestro caso todos los compradores tienen el mismo volumen de compra) y 1 se corresponde con la perfecta desigualdad (un único comprador adquiere todas las ventas). En la GSA6 el índice de Gini para la primera venta en lonja (expresada en kg) es 0,9, se trata por tanto de un ámbito en el que la concentración es elevada. En función de las artes de pesca el índice de Gini varía, en la pesca de cerco es más alto que en los demás segmentos, señalando niveles superiores de concentración en el volumen adquirido (**Tabla 4**).

Tabla 4. Índice de Gini para las diversas modalidades de pesca en la GSA6.

Arrastre	Cerco	Artes menores	Palangre de superficie	Palangre de fondo
0,84	0,95	0,86	0,90	0,81

Si nos centramos en los grandes compradores (**Tabla 5**), los tres primeros compradores comercializan el 19.5 % de las ventas realizadas, los primeros 5 compradores un 27.5 % y los primeros 10 compradores un 38.1 %. Estos valores suponen una concentración superior a la que se obtiene al realizar el análisis en término de importe, ya que la concentración en la compra de cerco, de altos volúmenes, pero precio inferior, incrementa la concentración agregada (**Tabla 6**).

Tabla 5. Porcentaje de compra de los principales compradores en función del volumen adquirido.

Principales compradores	% de compra agregado
1	8,7
2	14,5
3	19,5
4	24,1
5	27,5
6	30,3
7	32,7
8	34,7
9	36,5
10	38,1

Tabla 6. Porcentaje de compra de los principales compradores en función del importe adquirido

Principales compradores	% de compra agregado
1	4,6
2	8,1
3	11,4
4	14,3
5	16,8
6	18,4
7	20,0
8	21,4
9	22,7
10	24,0

En términos de especies las principales especies capturadas en la zona en términos de peso son el boquerón (ANE), la sardina (PIL), la merluza (HKE), la sardinela (SAA), la gamba blanca (DPS), el salmonete (MUT), la pota (SQM), el pulpo (OCC) y el jurel (HOM), principalmente pescados por la flota de arrastre y cerco. El orden cambia si lo analizamos desde el punto de vista económico en el que, junto al boquerón, la gambra blanca y la gamba roja (ARA) tienen gran relevancia.

La importancia relativa de los canales de venta para estas especies varía significativamente, si bien se puede observar en todas ellas un rol mayoritario del canal mayorista (**Figura 17**).



Figura 17. Importancia relativa de los canales de compra para las principales especies comercializadas en la GSA6.

Finalmente, el precio pagado para las principales especies en función del canal de compra se puede observar en la Figura 18. Los valores representados deben interpretarse con cautela a la hora de hacer comparativas entre compradores, ya que dentro de cada especie a menudo hay varias categorías (en función del tamaño, de la presentación, etc.), y varios compradores pueden especializarse en diferentes tipologías, por lo que la comparativa directa a escala de especie entre precios pagados por los diversos compradores sería en estos casos poco adecuada. Además, algunos de los compradores representados pueden adquirir en la práctica volúmenes casi anecdóticos. Para obtener resultados concluyentes debería llevarse a cabo un estudio específico.

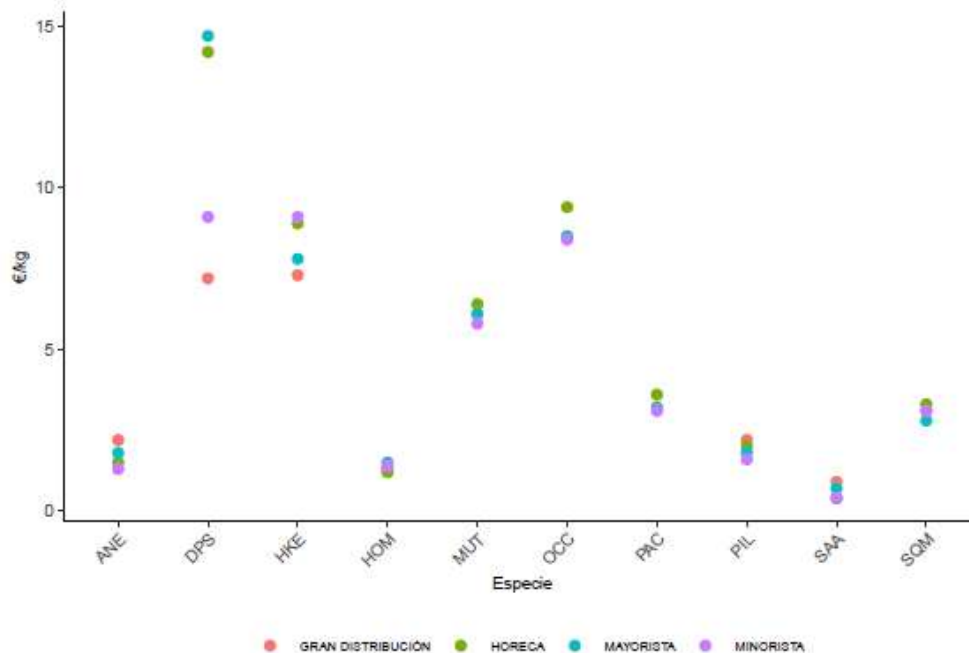


Figura 18. Precio pagado para las principales especies comercializadas en función del canal de venta.

Cabe destacar que, más allá de esta visión integrada de la GSA6, se detectan diferencias significativas entre comunidades autónomas, y en particular entre la lonja de Palma y el resto de lonjas. Un resumen gráfico de las diferencias entre comunidades y los principales resultados y las conclusiones derivadas puede verse en la **Figura 19** (Ortega Cerdà et al., 2023a).

Modelos ecosistémicos

El modelo del Delta del Ebro utilizado es un modelo Ecopath con Ecosim (EwE) que consta de 54 grupos funcionales, 5 flotas pesqueras y permite calcular Indicadores Ecológicos de biomasa, de energía, de producción y consumo y de biodiversidad (Christensen, 1995; Heymans et al., 2014, 2016). Permite establecer y analizar las relaciones funcionales entre los diversos grupos de especies, estableciendo el nivel trófico de cada una de ellos, los flujos de consumo y producción y la biomasa (Figura 20), así como calcular índices diversos y su evolución. Por ejemplo, para el año 2013, la transferencia de energía del sistema en el Delta del Ebro era de un 13,8%, que es un valor intermedio entre los característicos de las zonas de plataforma continental de áreas templadas cuyo rango oscila entre 10 y 15% (Libralato et al., 2008). Igualmente, el *loss of production index* apunta a que el sistema tenía en 2013 un 64% de probabilidad de ser sostenible. Otros indicadores, como el *Keystone index*, ayudan a identificar especies con un alto impacto relativo en el ecosistema. Existen diferentes índices, pero aquí nos centramos en el índice KS3 (Valls et al., 2015), ya que es el que maximiza el equilibrio entre impacto y biomasa en los cálculos y es menos propenso a sobreestimar las especies abundantes o raras. Los resultados de este índice nos permiten ver cómo, por ejemplo, en el caso del Delta del Ebro algunos elasmobranquios (como las rayas y la pintarroja), los cefalópodos bentopelágicos, la merluza y el bonito, ocupan posiciones altas en el ecosistema

marino. Las especies gelatinosas también ocupan posiciones relativamente altas en cuanto a su importancia como especies clave (**Figura 21**).

Actualmente se está recopilando información y recalibrando el modelo para adaptarlo a las condiciones de 2021, permitiendo así el estudio de la evolución del mismo, y su acoplamiento a la compra venta de ese año.

El modelo de la GSA607 de base representa el año 2000 y ha incorporado datos desde 2000 a 2020 para su calibración espacio-temporal. El modelo cubre 45,547 km², de los 0 a los 1000 metros de profundidad, y se estructura en 59 grupos funcionales. La transferencia de energía del sistema en el año 2000 era del 16.1%, y la probabilidad de sostenibilidad pesquera en el 2000 era de 25.3%. En cuanto a las especies clave, siguiendo el indicador KS3 destacan el tiburón azul, los delfines, el rape, el atún rojo y la merluza (Coll et al. en revisión).

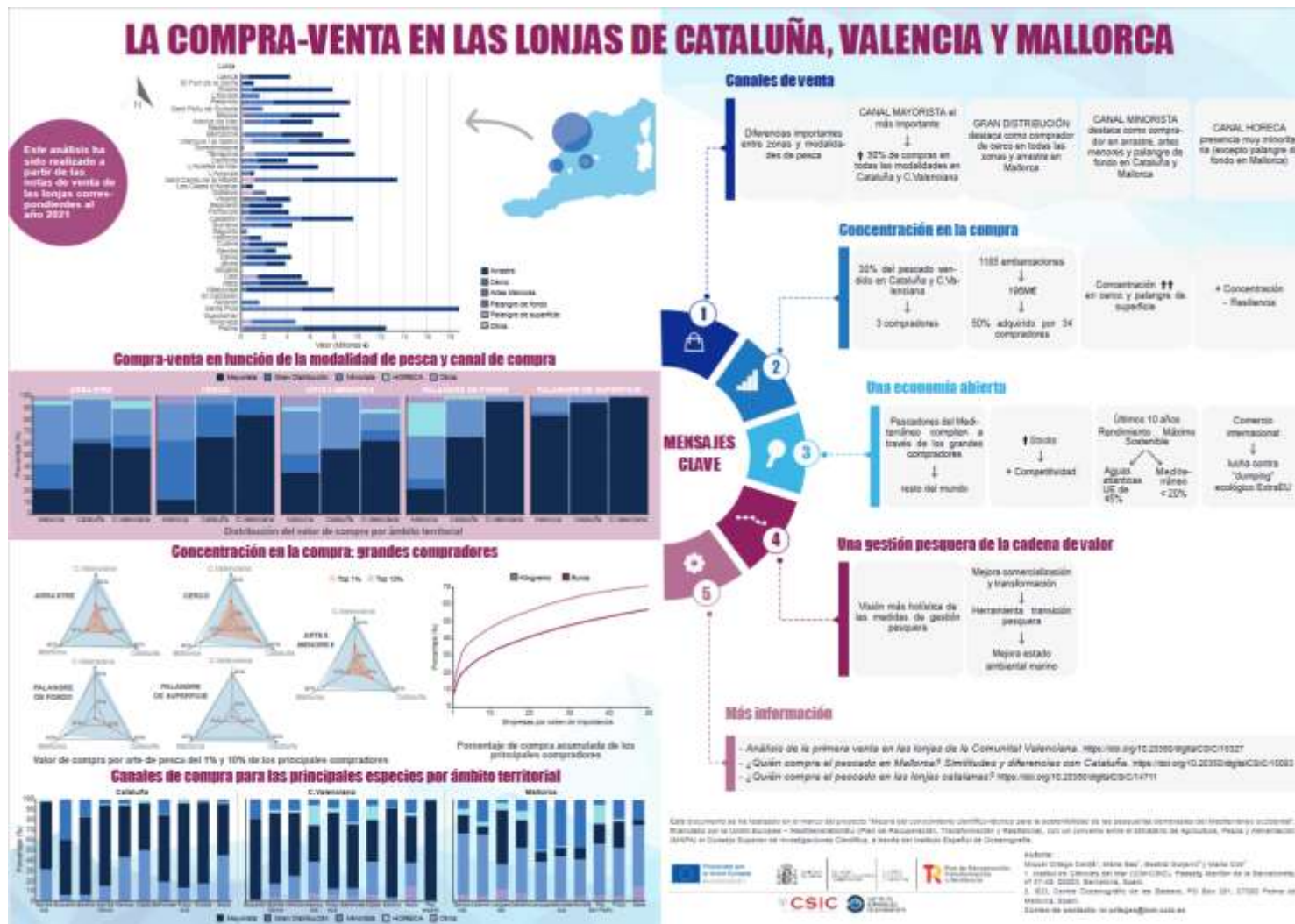


Figura 19. La compra-venta en las lonjas de Cataluña, Valencia y Mallorca. Fuente: Ortega Cerda et al., 2023a.

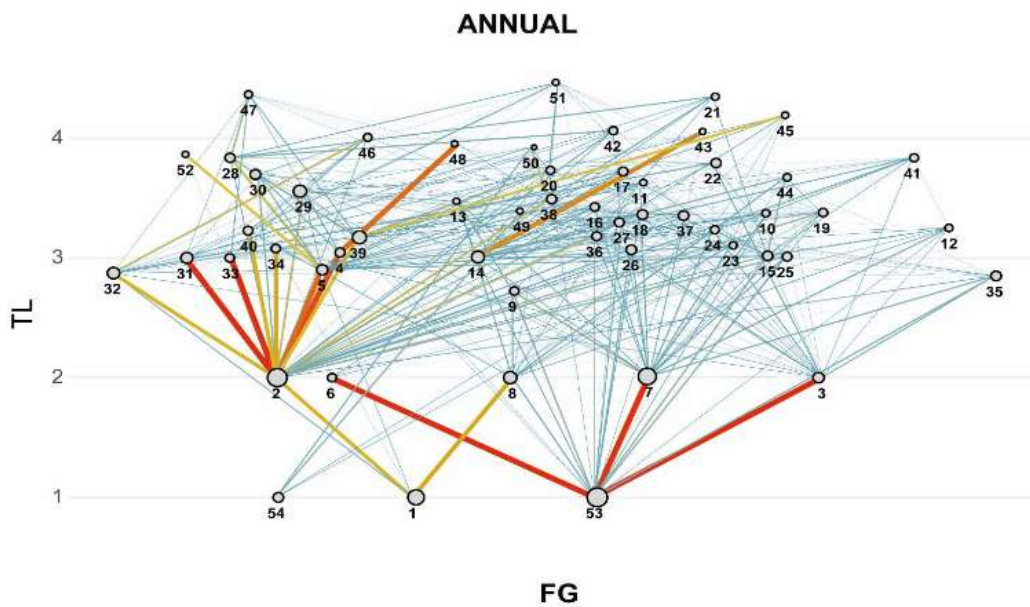


Figura 20. Diagrama de flujo para el modelo anual del Delta del Ebro.

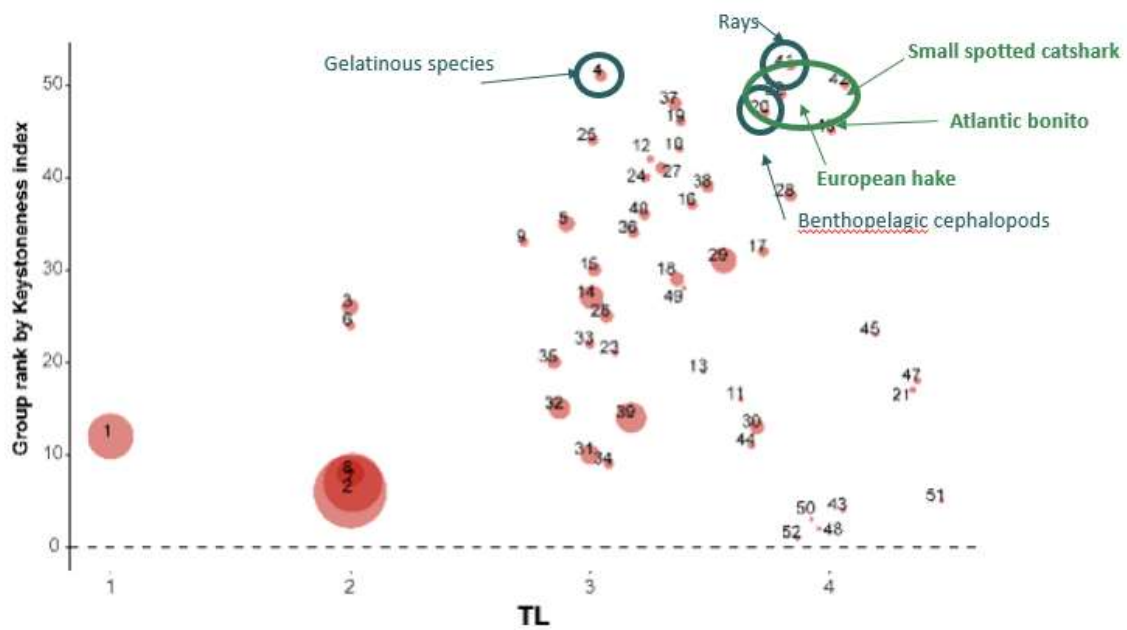


Figura 21. Keystone index para el modelo Ecopath del Delta del Ebro (KS3; Valls et al., 2015).

Agradecimientos:

Este documento se ha realizado en el marco del proyecto “Mejora del conocimiento científico-técnico para la sostenibilidad de las pesquerías demersales del Mediterráneo occidental”, financiado por la Unión Europea – NextGenerationEU (Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia), con un convenio entre el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA)

el Consejo Superior de Investigaciones Científica, a través del Instituto Español de Oceanografía.

Bibliografía:

- Christensen, V. (1995). Ecosystem maturity - towards quantification. *Ecological Modelling* 77, 3–32. doi: 10.1016/0304-3800(93)E0073-C.
- Christensen, V., De la Puente, S., Sueiro, J. C., Steenbeek, J., and Majluf, P. (2014). Valuing seafood: The Peruvian fisheries sector. *Mar Policy* 44, 302–311. doi: 10.1016/J.MARPOL.2013.09.022.
- Christensen, V., and Pauly, D. (1992). ECOPATH II- a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics *. *Ecological Modelling* 61, 169–185. doi: [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(92\)90016-8](https://doi.org/10.1016/0304-3800(92)90016-8).
- Christensen, V., Steenbeek, J., and Failler, P. (2011). A combined ecosystem and value chain modeling approach for evaluating societal cost and benefit of fishing. *Ecol Modell* 222, 857–864. doi: 10.1016/J.ECOLMODEL.2010.09.030.
- Christensen, V., and Walters, C. J. (2004). Ecopath with Ecosim: Methods, capabilities and limitations. *Ecological Modelling* 172, 109–139. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2003.09.003.
- Christensen, V., and Walters, C. J. (2011). Progress in the use of ecosystem modeling for fisheries management. *Ecosystem Approaches to Fisheries*, 189–206. doi: 10.1017/CBO9780511920943.014.
- Coll, M., et al. (Submitted). "Retrospective analysis of the pelagic ecosystem of the Western Mediterranean Sea: drivers, changes and effects." *Science of The Total Environment*.
- Heymans, J. J., Coll, M., Libralato, S., Morissette, L., and Christensen, V. (2014). Global patterns in ecological indicators of marine food webs: A modelling approach. *PLoS ONE* 9. doi: 10.1371/journal.pone.0095845.
- Heymans, J. J., Coll, M., Link, J. S., Mackinson, S., Steenbeek, J., Walters, C., et al. (2016). Best practice in Ecopath with Ecosim food-web models for ecosystem-based management. *Ecological Modelling* 331, 173–184. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2015.12.007.
- Libralato, S., Coll, M., Tudela, S., Palomera, I., and Pranovi, F. (2008). Novel index for quantification of ecosystem effects of fishing as removal of secondary production. *Mar Ecol Prog Ser* 355, 107–129. doi: 10.3354/MEPS07224.
- Ortega Cerdà, M., Bas, M., Guijarro, B., and Coll, M. (2023a). La compra-venta en las lonjas de Cataluña, Valencia y Mallorca.
- Ortega Cerdà, M., and Coll, M. (2022). ¿Quién compra el pescado en las lonjas catalanas? : Informe científico-técnico. CSIC - Instituto de Ciencias del Mar (ICM) doi: 10.20350/DIGITALCSIC/14711.

- Ortega Cerdà, M., Coll, M., and Guijarro, B. (2023b). Análisis de la primera venta en las lonjas de la Comunitat Valenciana. doi: <https://doi.org/10.20350/digitalCSIC/15327>.
- Ortega Cerdà, M., Coll, M., and Guijarro, B. (2023c). ¿Quién compra el pescado en Mallorca? Similitudes y diferencias con Cataluña. 1–35. doi: <https://doi.org/10.20350/digitalCSIC/15093>.
- Polovina, J. J. (1984). Model of a coral-reef ecosystem. The Ecopath model and its application to French frigate shoals. *Coral Reefs* 3, 1–11.
- Steenbeek, J., Buszowski, J., Chagaris, D., Christensen, V., Coll, M., Fulton, E. A., et al. (2021). Making spatial-temporal marine ecosystem modelling better – A perspective. *Environmental Modelling and Software* 145. doi: [10.1016/j.envsoft.2021.105209](https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2021.105209).
- Valls, A., Coll, M., Christensen, V., and Ellison, A. M. (2015). Keystone species: Toward an operational concept for marine biodiversity conservation. *Ecological Monographs* 85, 29–47. doi: [10.1890/14-0306.1](https://doi.org/10.1890/14-0306.1).

Bioeconomía y soberanía alimentaria: Situación actual y nuevos retos de las pesquerías valencianas

Adelaida Lillo Bañuls, Samuel Ortiz-Pérez, Begoña Fuster García

Depto Análisis Económico Aplicado. Universidad de Alicante

Depto Geografía Humana. Universidad de Alicante

1. Introducción

La bioeconomía es un concepto cada vez más importante cuando se trata de hablar de actividades económicas adaptadas al concepto de sostenibilidad y protección de recursos. La soberanía alimentaria, por su parte, es un concepto largamente estudiado en el sector agrícola pero poco adaptado al sector pesquero. En este trabajo vamos a tratar de aproximar estos conceptos a la economía azul y más concretamente al sector pesquero que forma parte de la misma.

Empezaremos profundizando en los conceptos de bioeconomía y economía azul. Seguidamente, nos adentraremos en los conceptos de soberanía alimentaria adaptada al sector pesquero y por último analizaremos la situación actual en las pesquerías valencianas y los retos de futuro que se plantean ante un horizonte incierto por la situación de los recursos y las férreas normativas pesqueras que desde la Unión Europea se vienen imponiendo.

2. Bioeconomía y economía azul

La bioeconomía se define como “un sistema económico que utiliza los recursos biológicos de la tierra y el mar y los residuos como insumos para la producción de alimentos y piensos, así como para la producción industrial y energética y el uso de procesos biológicos en una industria sostenible”.

Este concepto en Europa se incluyó, inicialmente, dentro del Plan Horizonte 2020 y posteriormente en su continuación, el Plan Horizonte Europa (2021-2027)

En España el principal instrumento de desarrollo de la bioeconomía es la Estrategia española de Bioeconomía: Horizonte 2030, publicada el año 2015. En ella se define ampliamente el concepto de bioeconomía y su objetivo: “el conjunto de las actividades económicas que obtienen productos y servicios, generando valor económico, utilizando, como elementos fundamentales los recursos de origen biológico, de manera eficiente y sostenible. Su objetivo es la producción y comercialización de alimentos, así como productos forestales, bioproductos y bioenergía, obtenidos mediante transformaciones físicas, químicas, bioquímicas o biológicas de la materia orgánica no destinada al consumo humano o animal y que impliquen procesos respetuosos con el medio, así como el desarrollo de los entornos rurales.”

Esta estrategia integra como sectores objeto de atención al sector agroalimentario (integrado por la agricultura, la ganadería, la pesca y acuicultura, y la elaboración y comercialización de alimentos), además de otros como el sector forestal, el de los bioproductos industriales, el de la bioenergía obtenida de la biomasa, y el relacionado con los servicios asociados a los entornos rurales.

En lo que respecta a la actividad pesquera (acuicultura y explotación de recursos marinos), también va a venir condicionada por un mejor conocimiento de la biología y de los ecosistemas marinos, con la gestión sostenible de estos recursos adaptada a la evolución de los conocimientos de los investigadores de ciencias del mar y a la utilización integral de los recursos marinos para la obtención de bioproductos y algas, en línea con el *blue growth* propuesto por la Comisión Europea (2018).

Por su parte el concepto de economía azul, *blue economy*, fue introducido por el economista Gunter Pauli en 2010 en su libro Economía azul.

La economía azul se centra en el papel de los mares como fuente de actividad económica y en la importancia de administrar los recursos marinos de una forma eficiente, restaurando los ecosistemas dañados e introduciendo tecnología e innovación que permitan un aprovechamiento sostenible en el futuro.

Pauli (2010) además de explicar el concepto, propuso cerca de 100 opciones diferentes para elaborar productos de una forma sostenible. La idea principal que este autor planteaba es desarrollar procesos productivos que imiten el funcionamiento de la naturaleza, es decir, que se aprovechen al máximo los recursos utilizados, que los residuos generados sean escasos o, que, en caso de producirlos, se transformen en materias primas para crear nuevos productos. Lo que nos acerca también a los conceptos de economía circular y bioeconomía.

Así pues, la economía circular se basa en producir con el menor impacto medioambiental posible, es decir, conseguir que el sistema productivo deje la menor huella posible en el planeta. Para poder llevar a cabo este modelo sostenible, la economía circular se basa en tres ejes: reducir, reutilizar y reciclar. Por su parte, también hemos señalado que el concepto de bioeconomía lleva implícito el generar actividades económicas de forma respetuosa con el medio ambiente y sostenible.

Los principios de la economía azul serían:

- Consumir localmente: que la sociedad consuma dependiendo de los recursos naturales locales a su disposición, sin la necesidad de depender de métodos de producción intensiva de alimentos en otras zonas que requieren grandes cadenas logísticas o medios de transporte.
- Aprovechar todos los residuos: los residuos se pueden reutilizar. El objetivo es que no existan desperdicios ni basura. Generar biocombustibles o materiales como los bioplásticos a partir de desechos.
- Producir y usar lo indispensable. Adoptar una mayor conciencia de menor uso de los recursos naturales y, en consecuencia, también una menor cantidad de residuos.

Según Pauli (2010) la economía azul busca la eficiencia, aprovechando los recursos disponibles sin que el precio de los costes se incremente ni para las empresas ni para los consumidores.

La economía azul desde una perspectiva sectorial integra todas las actividades económicas que tienen relación con el medio marino:

- Recursos vivos: Pesca y acuicultura; Biotecnología azul
- Recursos no vivos: Extracción de petróleo y gas; Extracción de agregados marinos; Extracción de sal; minería marina; construcción naval; reparación de buques
- Turismo: El llamado turismo azul; turismo litoral; turismo de cruceros; pesca recreativa; paseos marítimos, excursiones marítimas; turismo de acuicultura.
- Energías renovables: Energía eólica marina; energías oceánicas (undimotriz, mareomotriz, gradiente de salinidad y maremotérmica)
- Equipamiento: Fabricación de equipamiento vinculado a actividades marítimas
- Otros: Sector público en relación al medio marino

Es interesante destacar que este concepto de economía azul promueve el crecimiento económico en el que el propio motor del desarrollo se basa en la preservación de los ecosistemas marinos y la sostenibilidad medioambiental. Es por ello que es tan importante vincular el Sistema Pesquero Alimentario (SPA) a este concepto de sostenibilidad y de preservar los ecosistemas marinos para que la pesca en el momento presente no deteriore este SPA en el futuro.

El Sistema Pesquero Alimentario (SPA) es el conjunto de actividades económicas que con inputs marinos y otros inputs, realizan la producción de bienes a través de la pesca, la acuicultura y su comercialización para atender la demanda de estos productos por parte de la sociedad y esto debe realizarse en tiempo, cantidad y calidad suficiente con los recursos disponibles.

Este Sistema está constituido por 5 fases:

- ✓ Fase I: Industria dedicada a la producción de inputs que se utilizan en pesca y acuicultura y en la industria del pescado y empresas de servicios que atienden las necesidades de estos sectores (pesca, acuicultura e industria del pescado). Es decir a la fase II y III.
- ✓ Fase II: Producción pesquera y de acuicultura. Produce para la fase III y también parte de la producción va a la fase IV.
- ✓ Fase III: Industria del pescado. Se destina a la fase IV para posteriormente llegar a la fase V de distribución.
- ✓ Fase IV: Servicios de transporte y almacenamiento.
- ✓ Fase V: Distribución mayorista y minorista (que es la que llega a los consumidores finales y también se nutre de productos importados tanto pesqueros como acuícolas).

Fases del Sistema Pesquero Alimentario

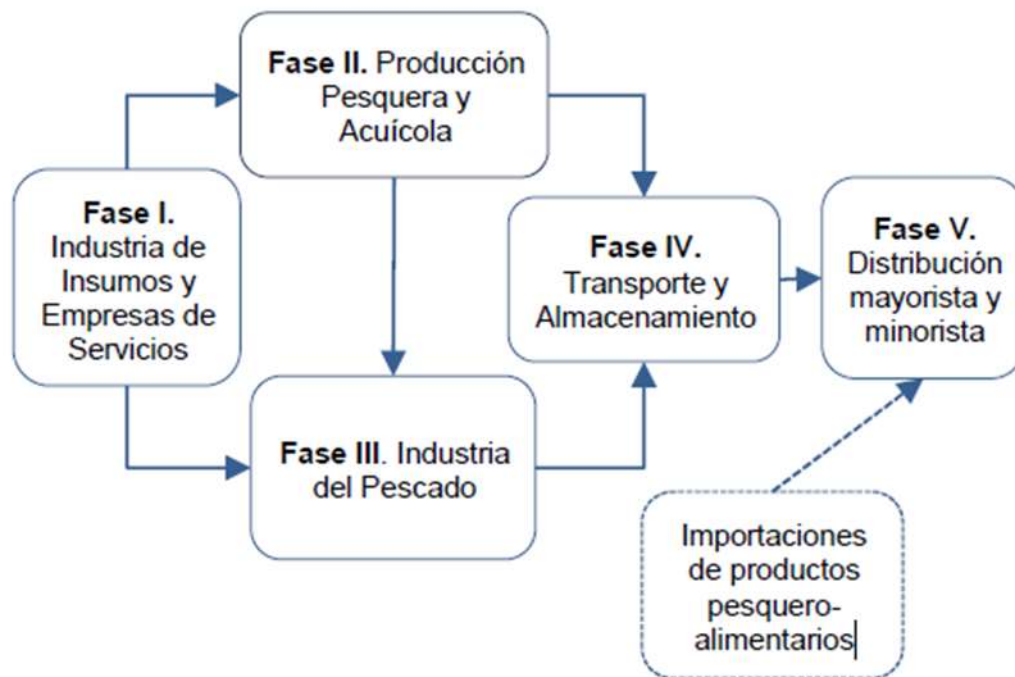


Figura 1. Fases del sistema pesquero alimentario Fuente: MAPA (2022)

3. Soberanía alimentaria: una aproximación al concepto en el sector pesquero

Atendiendo a su concepción internacional, se entiende por *soberanía alimentaria* el derecho de los pueblos a definir sus propias políticas y estrategias sustentables de producción, distribución y consumo de alimentos que garanticen el derecho a la alimentación para toda la población, con base en la pequeña y mediana producción, respetando sus propias culturas y la diversidad de los modos campesinos, pesqueros e indígenas de producción agropecuaria, de comercialización y de gestión de los espacios rurales, en los cuales la mujer desempeña un papel fundamental. A este respecto, la soberanía alimentaria trata de contribuir a erradicar la situación de dependencia, hambre, malnutrición y garantizar la seguridad alimentaria duradera y sustentable para todos los pueblos. Entre sus estrategias de aplicación se encuentra la acción local y las alianzas a escala global.

Se trata de un concepto que surge en los años noventa, aplicado fundamentalmente al sector agroalimentario y, por tanto, nos preguntamos si algunas de sus premisas podrían aplicarse a las relaciones de producción, distribución y consumo en el sector pesquero. Más recientemente, se han abordado estas cuestiones aplicando el concepto de *autonomía alimentaria*, que también conlleva ejercer un ejercicio de empoderamiento y protección del sector pesquero, y más particularmente de la pesca artesanal.

No obstante, consideramos que, entre las propuestas realizadas a partir de los criterios de una soberanía alimentaria, es decir, el fortalecimiento y sustentabilidad de la

economía y más especialmente de las actividades productivas integradas en el sector primario, sería perfectamente viable su adaptación teniendo en cuenta a los actores sociales de la pesca con el objetivo de mejorar su rentabilidad y compatibilizar sus intereses. Como, por ejemplo, promover estrategias territoriales para constituir Circuitos Cortos de Comercialización (CCC), canales de distribución compartidos o bien generar marcas territoriales de protección y valor agregado del producto. Ello incluye políticas y acciones para el fomento de redes de venta directa con restauración y comercios locales y estrategias de revalorización social, cultural y comercial del producto pesquero y de la actividad en su conjunto. Algunas posibles acciones y estrategias territoriales para una soberanía alimentaria serían:

- Poner en valor la venta directa en los mercados centrales
- Generar valor añadido al producto a partir de una comercialización propia que acoja toda la cadena de valor:
- Fomentar y proteger la pesca artesanal frente a la pesca industrializada
- Establecer una red territorial del sector de la pesca con la restauración y el turismo (recetas tradicionales marineras, caldos de pescado, innovar en procesos productivos)
- Revalorizar los productos pesqueros emblemáticos con un calendario de temporada (calidad nutritiva, formas de elaboración, etc.)
- Establecer marcas territoriales registradas de productos locales, de proximidad, de temporada (DOP, IGP, ETG)
- Impulsar políticas de divulgación y formación de un consumo responsable y de la pesca artesanal en centros educativos.
- Cooperar en la realización y edición de ferias gastronómicas

De la misma forma se ha de tener en cuenta a todo el tejido socioeconómico y asociativo ligado al territorio en relación con la actividad pesquera, y sus implicaciones socioeconómicas y territoriales directas e indirectas:

- Cofradías
- Armadores
- Marineros, trabajadores y sindicatos del sector
- Lonjas (véase cofradías)
- Organizaciones de productores (pesca de captura artesanal y acuicultura)
- Concejalías de pesca de los Ayuntamientos pesqueros
- Grupos de Acción Local de la Pesca (GALP)

- Demandantes de pescado (grandes empresas, pequeñas empresas, restauración, proveedores)
- Agencias de Desarrollo Local
- Consumidores
- Otras

En definitiva, en actividad pesquera se aprecian pautas similares a las otras áreas del sector primario y, por tanto, cabe la posibilidad de que se puedan aplicar algunas de las premisas formuladas por la soberanía alimentaria con la finalidad de hacer sustentable un sector vital para la economía, por su arraigo en el territorio y por su valor social y cultural.

4. Situación actual de las pesquerías valencianas

En 2022 la flota valenciana está formada por 521 buques, que representan el 6,02% de la flota pesquera española, ocupando el quinto puesto en el ranking nacional, detrás de Galicia, Andalucía, Islas Canarias y Cataluña (Tabla 1).

Respecto a las características técnicas, la flota pesquera valenciana presenta en 2022 una capacidad de arqueo de 17.852 GT, el 5,58% del conjunto nacional y una potencia de 63.231 KW, el 8,33% del total. El promedio de eslora es de 15,36 metros, superior a la media de la flota española (10,95 m) y la antigüedad media es de 28 años, inferior a la media nacional (35 años). No obstante, todavía hay más de un 12% de buques que superan los 40 años de antigüedad. Si bien este porcentaje se triplica a nivel nacional, dado que el 33,2% de los buques españoles tiene más de 40 años de antigüedad (figura 2).

Tabla 1. Características técnicas de la flota pesquera española y valenciana en 2022. Fuente: Elaboración propia a partir del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación

	Buques		Arqueo		Potencia		Eslora media (m)	Antigüedad media (años)
	Nº	%	GT	%	kw	%		
C. Valenciana	521	6,02	17.852	5,58	63.231	8,33	15,36	28
TOTAL	8.657	1000	320.168	100	320.168	100	10,95	35

Desde la entrada de España en la UE en 1986 hemos asistido a un continuo descenso de la flota pesquera a nivel nacional, extensible a la flota valenciana. Esta última ha experimentado una acentuada reducción de su capacidad, medida tanto en número de buques como en capacidad de bodega y en potencia (tabla 2). Entre 2006 y 2022 el número de buques se ha reducido un 36,6%, pasando de 822 a 521 buques, así como la capacidad, que ha pasado de 27.275 GT a 17.852 GT, un 34,6% inferior. Asimismo, la potencia se ha reducido un 52,7%, de

135.260 KW a 63.943 KW. Este descenso de la flota valenciana ha sido más acusado hasta 2013, habiéndose suavizado en los últimos diez años, aunque se mantiene la tendencia a la baja. El resultado de esta evolución ha sido una notable pérdida de peso en el conjunto nacional. Asimismo, la antigüedad media de la flota valenciana ha aumentado de 20 a 28 años desde 2006, a una tasa media anual superior a la del conjunto de la flota española (tabla 2).

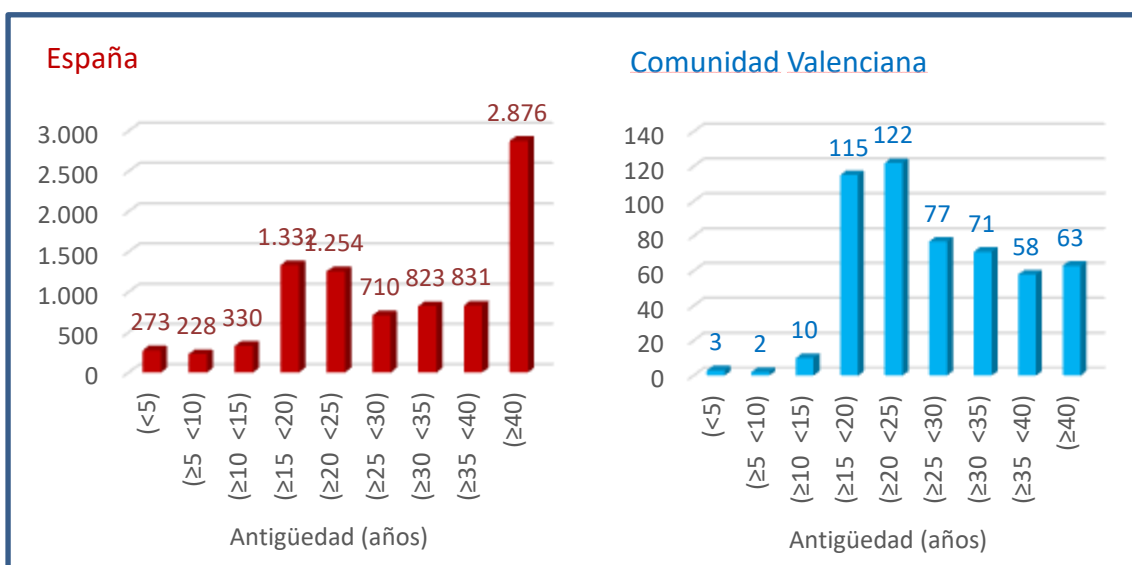


Figura 2. Número de buques en España y Comunidad Valenciana por antigüedad, 2022 Fuente: Elaboración propia a partir del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación

Tabla 2. Evolución de la flota pesquera de la Comunidad Valenciana y España. Tv: tasa de variación entre 2006- 2022 (en porcentajes); Tvma: tasa de variación media anual 2006-2022 (en porcentajes). Fuente: Elaboración propia a partir del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación

	Nº Buques			Arqueo (GT)			Potencia (KW)			Antigüed	
	CV	ESP	CV/ES (%)	CV	ESP	CV/ES (%)	CV	ESP	CV/ES (%)	CV	ESP
2006	822	13331	6,17	27.275	482.514	5,65	135.260	1.490.097	9,08	20	28
2007	790	13002	6,08	26.183	468.234	5,59	129.291	1.440.736	8,97	22	29
2008	720	11247	6,40	24.053	453.864	5,30	115.774	1.368.439	8,46	20	27
2009	697	11116	6,27	22.427	438.997	5,11	108.206	1.330.193	8,13	22	28
2010	663	10847	6,11	20.837	414.269	5,03	100.897	1.269.420	7,95	21	28
2011	611	10116	6,04	18.970	398.901	4,76	91.994	1.223.964	7,52	22	29
2012	611	10116	6,04	18.357	384.796	4,77	91.994	1.223.964	7,52	23	30

2013	583	9871	5,91	18.277	372.617	4,91	89.972	1.185.861	7,59	22	29
2014	586	9635	6,08	18.038	357.556	5,04	88.217	1.151.538	7,66	23	30
2015	588	9409	6,25	18.108	342.569	5,29	87.551	1.117.392	7,84	23	30
2016	587	9299	6,31	18.336	337.679	5,43	88.663	1.086.655	8,16	24	31
2017	577	9146	6,31	17.865	333.813	5,35	89.412	1.073.821	8,33	25	32
2018	567	8972	6,32	17.934	331.458	5,41	87.436	1.064.296	8,22	25	32
2019	557	8884	6,27	17.886	332.445	5,38	64.218	777.954	8,25	26	33
2020	549	8839	6,21	17.894	329.572	5,43	63.867	777.321	8,22	27	34
2021	535	8732	6,13	17.969	326.846	5,50	63.792	772.538	8,26	28	34
2022	521	8657	6,02	17.852	320.168	5,58	63.943	769.422	8,31	28	35
Tv	-36,6	-35,1	-2,4	-34,5	-33,6	-1,4	-52,7	-48,4	-8,4	39,7	25,4
Tvma	-2,8	-2,7	-0,2	-2,6	-2,5	-0,1	-4,6	-4,0	-0,6	2,4	1,6

Los principales puertos de la Comunidad Valenciana son Santa Pola, Villajoyosa y Castellón de La Plana, que representan conjuntamente el 34,4% de los buques y el 46,4% de arqueo GT regional (tabla 3).

Tabla 3. Relevancia de los puertos de la Comunidad Valenciana. Puertos ordenados de mayor a menor participación en la flota pesquera de la Comunidad Valenciana. Fuente: Elaboración propia a partir de datos de la Generalitat Valenciana

Puertos	Buques	Puertos	Arqueo
Santa Pola	16,82%	Santa Pola	20,63%
Villajoyosa	8,79%	Castellón de La Plana	12,94%
Castellón de La Plana	8,79%	Villajoyosa	12,83%
Cullera	7,85%	Altea	6,72%
Gandía	7,29%	Denia	6,41%
Peñíscola	6,92%	Benicarló	5,83%
Vinaròs	5,79%	Peñíscola	5,34%
Denia	5,42%	Burriana	5,19%
Burriana	5,42%	Vinaròs	4,51%
Benicarló	4,67%	Cullera	4,42%
Valencia	3,55%	Calpe	4,17%
Calpe	3,36%	Jávea	3,92%
Jávea	3,36%	Gandía	2,99%
Altea	3,18%	Valencia	1,90%
Guardamar del Segura	1,68%	Torre Vieja	1,26%
El Campello	1,31%	Sagunto	0,20%
Isla de Tabarca	1,31%	El Campello	0,18%
Torre Vieja	1,31%	Isla de Tabarca	0,17%
Sagunto	1,12%	Guardamar del Segura	0,16%
Alicante	0,93%	Alicante	0,11%
Benidorm	0,56%	Benidorm	0,07%
Moraira	0,56%	Moraira	0,06%
Comunidad Valenciana	100,00%	Comunidad Valenciana	100,00%

En 2022 la flota pesquera de la Comunidad Valenciana desembarcó 17.233 toneladas de pesca marítima con un valor total de 86,8 millones de euros.

Los puertos más relevantes por volumen de capturas son Torrevieja, Castellón de La Plana y Santa Pola, que en 2022 representaron conjuntamente el 43,4% de las toneladas capturadas. En términos monetarios, el orden de importancia de los puertos varía debido a los diferentes precios que tienen las especies desembarcadas en los mismos. Atendiendo a la facturación, destacan, por relevancia, los puertos de Santa Pola, Castellón de La Plana y Villajoyosa, que acumulan el 42,76% del valor total de la pesca desembarcada en la Comunidad Valenciana (Figura 3).

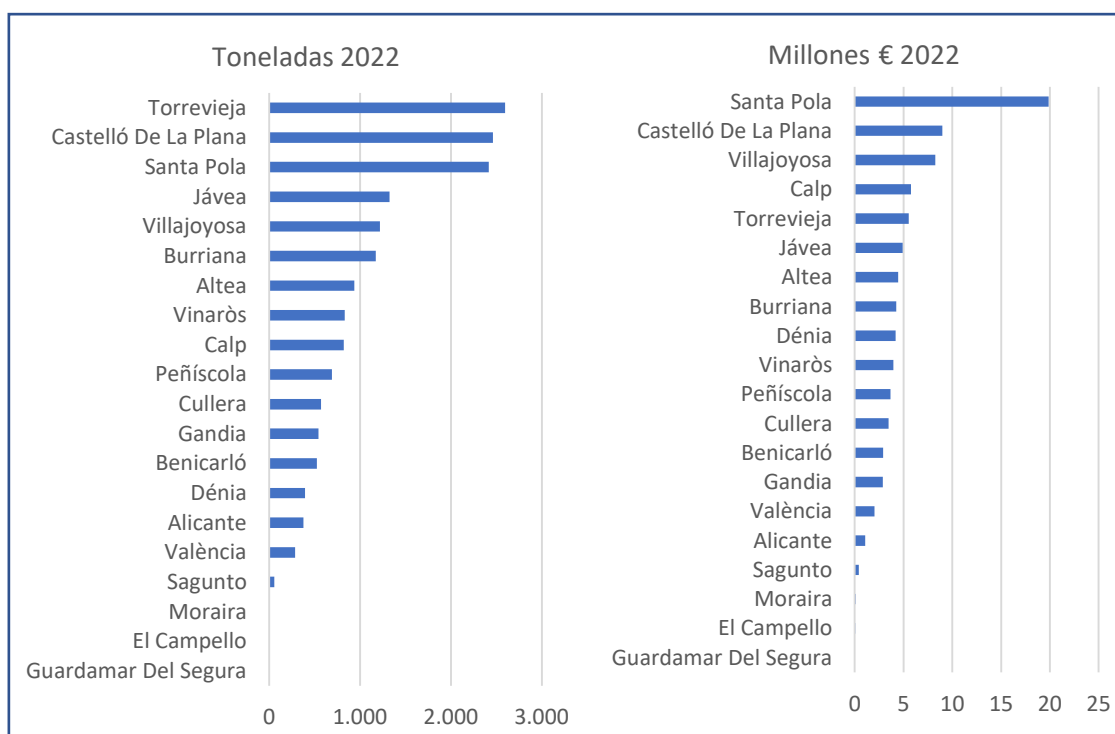


Figura 3. Capturas de pesca por puerto, 2022 Fuente: Elaboración propia a partir de datos de la Generalitat Valenciana

La principal especie desembarcada en 2022 en los puertos de la Comunidad Valenciana es el boquerón que representó el 30,89% del peso total de capturas, seguida a distancia por la sardina (8,37%). Le siguen en importancia la gamba blanca (5,38%), el salmonete de fango (4,30%) y la merluza (4,07%). No obstante, si se atiende al valor económico, el orden varía debido a las diferentes cotizaciones que tienen las especies en el mercado. Por importe, destacan las capturas de boquerón (14,4%), gamba blanca (9,6%) y gamba roja del Mediterráneo (9,2%), seguidas de merluza (6,8%) y salmonete de fango (5,3%). (Figura 4)

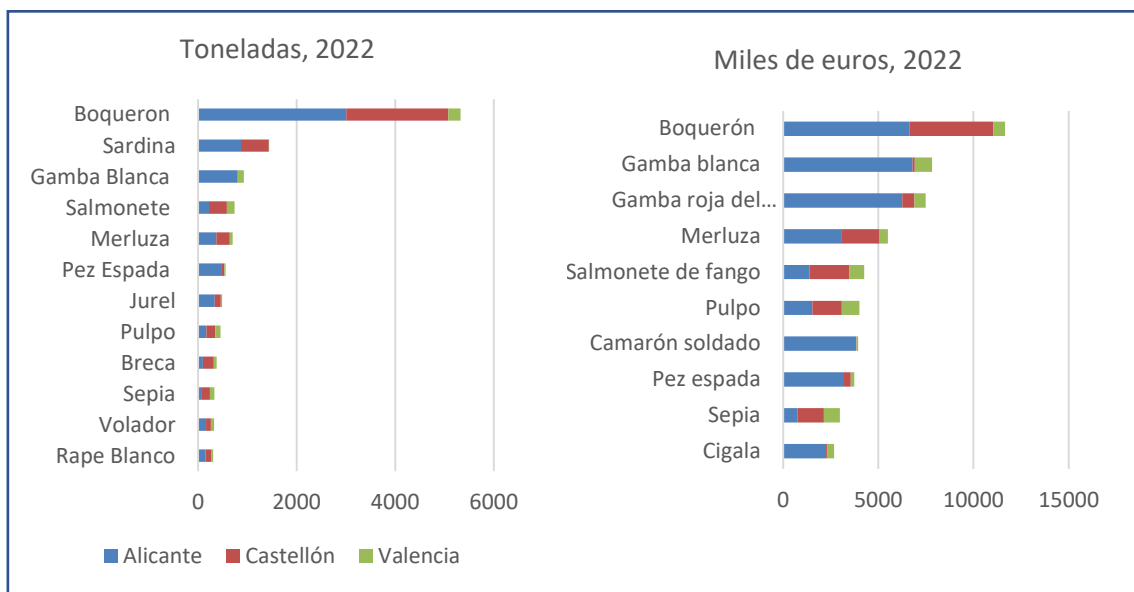


Figura 4. Principales especies capturadas en la Comunidad Valenciana, 2022 Fuente:

Elaboración propia a partir de datos de la Generalitat Valenciana

Atendiendo a la evolución, las toneladas desembarcadas en la Comunidad Valenciana en 2022 se han reducido un 19,1% respecto a las de 2020. Las tres provincias valencianas han reducido su volumen de pesca entre 2020 y 2022, lideradas por la provincia de Valencia con una caída del 36,4%, seguida de la de Castellón (25,6%) y Alicante (11,2%). Asimismo, el valor de los productos pesqueros capturados también se ha reducido desde 2020, aunque de manera mucho más moderada (2,6%), dada la inflación que ha caracterizado estos años y, en especial, el notable aumento en los precios de los alimentos. Alicante es la única provincia en la que ha aumentado el valor de las capturas (2,4%), a pesar de la caída en las toneladas desembarcadas (tabla 4).

Tabla 4. Evolución capturas desembarcadas en la Comunidad Valenciana por provincias

	Volumen				Valor			
	2020	2021	2022	TV 2020-22	2020	2021	2022	TV 2020-22
Alicante	11.373,4	9.547,0	10.099,0	-11,20 %	52.912,4	53.244,6	54.200,6	2,43 %
Castellón	7.632,8	6.782,1	5.680,5	-25,58 %	25.984,4	26.326,1	23.784,4	-8,47 %
Valencia	2.284,4	1.556,9	1.453,8	-36,36 %	10.220,2	9.246,8	8.804,0	-13,86 %
Comunidad Valenciana	21.290,6	17.886,1	17.233,4	-19,06 %	89.117,0	88.817,5	86.789,0	-2,61 %

Fuente: Elaboración propia a partir de datos de la Generalitat Valenciana

5. Nuevos retos del sector pesquero

El sector pesquero en el contexto actual se enfrenta a retos importantes como son:

- ✓ Alta reglamentación en las distintas administraciones (a escala europea, nacional y autonómica) cuyas normativas como el plan demersal en el Mediterráneo, inciden directamente en el territorio valenciano. Estas normativas son altamente exigentes e inciden en la rentabilidad y supervivencia del sector pesquero valenciano. Si bien sus prioridades son un desarrollo sostenible de la pesca, la acuicultura y otras actividades relacionadas con el mar, instando a que la Estados miembros inviertan en una pesca y acuicultura competitiva en el mercado y en una economía azul que abogue por realizar prácticas sostenibles, posibilitar la apertura de nuevos mercados, divulgar la necesidad de una eficiencia tecnológica y energética y la protección de la biodiversidad y los ecosistemas.
- ✓ Escasez de capital humano pesquero. Falta de personal y dificultades para el relevo generacional, a pesar de que existe un gran número de barcos donde los trabajadores reciben buenos sueldos. Un hecho muy preocupante dada la falta de trabajadores formados en el sector como parte del riesgo de continuidad de la flota española y, a su vez, la escasa oferta de cursos de formación demandada por el sector.
- ✓ Rentabilidad. Los paros biológicos y las medidas exigidas por la administración ponen en riesgo la rentabilidad de la flota, lo que es muy preocupante para la supervivencia del sector pesquero valenciano.

En estos momentos, algunas de las propuestas para la aplicación de políticas públicas en el sector pesquero y para el conjunto del sector recaen en el concepto de Soberanía Alimentaria o también denominada “Autonomía Alimentaria” aplicado al sector pesquero, que se materializa de la siguiente manera: potenciar los mercados locales y la venta directa (plazas de abastos, red de tiendas de cofradías, tiendas locales, supermercados cooperativos y grupos de consumo), apoyo económico -institucional- a la pesca artesanal y tradicional, o bien rentabilizar una pesca sustentable real, estableciendo así circuitos cortos de comercialización en todo el territorio y generando facilidades para que el valor agregado del proceso de comercialización y distribución de productos pesqueros quede exenta de la especulación por parte de los intermediarios.

Así como también recaen en el fortalecimiento de una Economía Azul, que determina la gran importancia de una gestión de recursos marinos de una forma eficiente, con la finalidad de lograr una sostenibilidad de los mares y de las actividades económicas ligadas al mar. Una

economía azul que progresivamente va cobrando mayor conciencia en el sector. Además, desde otros postulados científicos, se está impulsando la aplicación de la Bioeconomía a la actividad pesquera y la acuicultura, apoyadas por un mejor conocimiento de la biología y de los ecosistemas marinos, una gestión sostenible de los recursos marinos, y una utilización integral de los mismos para la obtención de bioproductos y algas, en línea con el *blue growth* propuesto por la Comisión Europea en 2018.

6. Conclusiones

A pesar de la disminución del peso relativo en la economía del sector pesquero, la pesca representa, sin embargo, una actividad socioeconómica de relevante importancia a considerar en los estudios sobre el desarrollo socioeconómico y alimentario para el territorio valenciano. Sobre todo, cuando nos referimos a la pesca como producto gastronómico en su sentido más amplio, como recurso culinario estrechamente ligado a la restauración y al propio turismo gastronómico, como recurso paisajístico del litoral o como actividad que se practica en el seno de un ecosistema muy complejo e importante para los pueblos costeros.

En este contexto, las aportaciones derivadas de los conceptos de la Economía Azul, la Bioeconomía o la Soberanía Alimentaria pueden contribuir a una mejora del sector que contribuya a afrontar los desafíos sociales, económicos y ambientales para el desarrollo y futuro de una actividad tradicional como es la pesca en el litoral valenciano y su sostenibilidad biológica y económica.

7. Bibliografía

COMISIÓN EUROPEA (2015), Estrategia española de bioeconomía: Horizonte 2030. Disponible en: https://www.mapa.gob.es/es/desarrollo-rural/temas/innovacion-medio-rural/estrategiaenbioeconomia23_12_15_tcm30-560119.pdf (Documentación de Actualización en 2018)

INSTITUTO IMEDES (2017), *Estudio de la Economía Azul en la Comunidad Valenciana*, Conselleria de Hacienda y Modelo Económico, GVA. Disponible en: <https://hisenda.gva.es/documents/164158153/167060814/Estudio+ECONOMIA+AZUL+2017.pdf>

MINISTERIO DE AGRICULTURA, PESCA Y ALIMENTACIÓN, *La contribución del sistema pesquero alimentario a la economía española en 2020*. Análisis y Prospectiva, Serie Pesca nº 6,

2022. Disponible en: https://www.mapa.gob.es/es/ministerio/servicios/analisis-y-prospectiva/aypseriepesca_n6vab_spa_2020_tcm30-639532.pdf

PAULI G., *La economía azul*, Tusquets Editores, 2010, 352 p.

SANCHEZ LIZASO, J.LL. (ed.), *La pesca a la Mediterrània*. Publicacions Universitat Alacant, 2016, 128 p.

LILLO-BAÑULS, A.; ORTIZ-PÉREZ, S.; FUSTER, B. (2023): “Desafíos del sector pesquero en la Comunidad Valenciana: economía azul, bioeconomía y soberanía alimentaria” en Cutillas y Martínez-Puche, eds: *Territorios en transformación: oportunidades y propuestas frente a la crisis*. Editorial Thomson Reuters Arandazi.

TEPESCO: Seguimiento y evaluación de las actividades pesqueras en las ZEC canarias y ZEC, LIC y ZEPA mediterráneas: Introducción, objetivos y metodología.

Ainhoa Bernal¹, Alicia Gran¹, Augusto Rodríguez², Bertín García-Mañé³, Clara Estil-Las³, Cristina Ortega⁴, Daniel Cano², Elena Barcala⁵, Esther Arcas⁵, Jesús Canoura⁴, Jesús M. Falcón³, Jorge Baro⁴, José Carlos Mendoza³, José Miguel Serna-Quintero⁴, José Rodríguez², Laura Martín-García³, María de los Ángeles Trujillo⁵, Marta Ruíz², Marta Sainz², Noemi Dionis³, Pablo Martín-Sosa³, Patricia Verisimo², Paula Valcarce², Raquel Aguilera⁵, Sandra Mallo¹, Sebastián Jiménez-Navarro³, Ulla Fernández-Arcaya², Antonio Punzón²

¹Centro Oceanográfico de Baleares, Instituto Español de Oceanografía (IEO-CSIC), Palma,

²Centro Oceanográfico de Santander, Instituto Español de Oceanografía (IEO-CSIC), Santander,

³Centro Oceanográfico de Canarias, Instituto Español de Oceanografía (IEO-CSIC), Tenerife,

⁴Centro Oceanográfico de Málaga, Instituto Español de Oceanografía (IEO-CSIC), Málaga,

⁵Centro Oceanográfico de Murcia, Instituto Español de Oceanografía (IEO-CSIC), Lo Pagan, Murcia,

Las zonas **ZEC** (Zonas de Especial Conservación), **LIC** (Lugares de Interés Comunitario) y **ZEPA** (Zonas de Especial Protección para Aves) conforman un conjunto de espacios protegidos que surge ante la necesidad de proteger los recursos naturales y la paulatina pérdida de la biodiversidad. Este conjunto forma parte de una red de espacios representativos de la diversidad de hábitats y especies, la red Natura 2000, regida por determinadas directivas europeas (**Directiva de Aves** 79/409/CEE y **Directiva de Hábitats** 92/43/CEE).

Las peculiaridades de estas zonas en el medio marino litoral y en aguas abiertas conducen a tomar medidas para la proclamación de **reservas marinas**, con el objetivo de **regenerar el recurso pesquero y mantener las pesquerías artesanales tradicionales**. Actualmente se han declarado **doce** las **reservas marinas**, dependientes de la Secretaría General de Pesca del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación: nueve en el Mediterráneo y tres en las Islas Canarias, de las cuales ocho de ellas están gestionadas en colaboración con las Comunidades Autónomas⁶. En cada una de ellas existe una parte declarada como reserva integral, en la que no se autoriza ningún tipo de uso excepto la investigación científica. En el resto de la reserva marina se regulan otros usos, entre los cuales está la pesca artesanal.

Sin embargo, **hay espacios marinos protegidos que no constituyen reservas marinas** como los ZEC, LIC y ZEPA, de los cuales **no existen estudios previos** hasta la fecha que permitan definir cómo se desarrolla en ellos la actividad pesquera y si existe interacción de ésta con los hábitats y especies objeto de protección. Estos espacios protegidos se crearon para la protección de hábitats como bancos arenosos someros, praderas de *Posidonia*, arrecifes, cuevas submarinas y comunidades de maërl, y la protección de ciertas especies importantes tanto por su valor ecológico como estado de protección (i.e. *Caretta caretta* y *Tursiops truncatus*). No es solo la extracción de especies comerciales y accesorias la que genera un impacto en estos

⁶ “Las reservas marinas: observatorios del cambio global en los mares.” Compartiendo soluciones; iniciativas de adaptación al cambio climático. Life SHARA. https://adaptecca.es/sites/default/files/12_Reportaje.pdf

hábitats/especies, sino que existe un impacto físico directo e indirecto provocado por el empleo de las artes de pesca y los fondeos.

La mayoría de estos espacios son costeros y con una complejidad intrínseca porque en ellos operan flotas, generalmente, de pequeñas dimensiones. Al contrario de lo que ocurre con las embarcaciones de más de 15 m, estas flotas no disponen de sistema de seguimiento de buques (SSB) y, por lo tanto, se desconoce cuál es la distribución espacial, el número y el tipo de embarcaciones que actúan en las zonas objeto de este estudio. Es decir, se desconoce cuál es la intensidad, distribución y tipo de esfuerzo que se ejerce en cada uno de los espacios protegidos.

El proyecto **TEPESCO** surge como una necesidad de caracterizar los hábitats y conocer la distribución espacial de la actividad pesquera artesanal en ZEC, LIC y ZEPA, así como su área de influencia desde una perspectiva holística. Dicha necesidad está relacionada con el actual escenario de sobrepesca, contaminación, cambio climático y los daños ecosistémicos, principalmente de carácter antrópico, que están haciendo estragos en ciertas poblaciones de peces, diezmándolas y generando desplazamientos de sus nichos ecológicos.

Este proyecto se encuadra dentro del encargo como encomienda de gestión del Ministerio para la Transición Ecológica para el asesoramiento científico técnico para la protección del medio marino: **evaluación y seguimiento de las estrategias marinas, seguimiento de los espacios marinos protegidos de competencia estatal (2017-2021)**, y del marco de **Estrategias Marinas**, definidas como instrumentos esenciales para la planificación del medio marino adoptando un enfoque ecosistémico pesquero (EEP)⁷ (Capítulo 10: **Asistencia Científica y Técnica para la Declaración, Gestión y Protección de Espacios Marinos Protegidos de Competencia Estatal y para la Evaluación y Seguimiento de la Red de Áreas Marinas Protegidas de España**). La Directiva de la Estrategia Marina es aún bastante joven y su aplicación en aguas marinas españolas desconocida para la sociedad.

La pesca artesanal ha sido históricamente el sustento económico de muchas poblaciones costeras. Por ejemplo, en el mar Mediterráneo, la pesca artesanal representaba en 2020 el 83% de los 87.600 barcos pesqueros que componían la flota pesquera del Mediterráneo (FAO/GFCM, 2020), y en el Estado Español, las artes menores representaron el 82% de toda la flota que ha faenado en el Caladero Nacional en 2021 (MAPA, 2021). A pesar de que las embarcaciones de pesca artesanal son pequeñas y los trayectos que se llevan a cabo para el calado de las artes en áreas de interés cercanas son relativamente cortos (1-2 días), algunas embarcaciones constan de motores más potentes y pueden calar a mayor distancia del litoral, lo que puede implicar desplazarse hasta otras provincias o llegar, por ejemplo, hasta las Islas Columbretes desde la costa catalana o valenciana. Diversas artes pesqueras se emplean con alternancia en las diferentes regiones marinas de España, siendo particularmente diversas en las islas Canarias, y con especies objetivo también diversas. Mientras en el Mar Mediterráneo, la biodiversidad de especies capturadas es menor y se centra en un número limitado de especies objetivo, en las Islas Canarias, el espectro de especies se incrementa respecto al

⁷ *El Enfoque Ecosistémico Pesquero (EEP) analiza las pesquerías considerando las interdependencias ecológicas entre las especies que tienen lugar en el ecosistema y su relación con el ambiente, así como las interdependencias tecnológicas entre flotas y el impacto que éstas ocasionan en el hábitat (Enfoque Ecosistémico pesquero: Conceptos fundamentales y su aplicación en pesquerías de pequeña escala en América Latina; FAO 592: Documento Técnico de Pesca y acuicultura).*

Mediterráneo. Las restricciones y el estado de las poblaciones y los hábitats, así como las concesiones y los requerimientos de los pescadores a las modificaciones de los reglamentos de pesca y planes plurianuales en cada demarcación varían, incluso a un nivel más local. Por ejemplo, en el litoral levantino, algunos pescadores artesanales piden medidas de regulación de aplicación local (licencias de pesca de atún rojo para todas las embarcaciones artesanales y una mayor cuota por embarcación; eliminación de fondeos de barcos mercantes en las bocanas de los puertos que se encuentran sobre fondos de *Posidonia oceanica* y coralígenos; vedas en zonas de alevinaje; entre otras).

TEPESCO permitirá obtener información nueva y bases de datos científicas completas para hacer una valoración del estado de las pesquerías artesanales, de los hábitats en los que se desarrolla la actividad, del estado de las poblaciones de las especies objetivo, así como para poder llevar a cabo planes de gestión adecuados para su conservación y el desarrollo sostenible de la pesca en base al EEP.

Objetivos

Con este estudio se pretende conocer la distribución espacial de la actividad pesquera, de las embarcaciones catalogadas como de artes menores y sus características en los espacios protegidos objetivo. Para ello, en primer lugar, se identificará y cuantificará la actividad pesquera en cada uno de estos espacios y se caracterizará el tipo de actividad. En segundo lugar, se obtendrá su distribución espacial por cada tipo de actividad pesquera y finalmente, se analizarán las posibles interacciones entre dicha actividad pesquera y los hábitats o especies objeto de protección. Los objetivos específicos del proyecto son:

1. Caracterizar las zonas de estudio ubicadas en LIC, ZEC y ZEPA.
2. Conocer la distribución espacial de la actividad pesquera artesanal en LIC, ZEC y ZEPA, y su área de influencia.
3. Caracterizar cada tipo de actividad pesquera (tipos de artes, caladeros, especies objetivo, estacionalidad) en los citados espacios protegidos (por ejemplo, frecuencia diaria, estacionalidad, y área de extensión para la red de trasmallo para langosta en el espacio marino del entorno de Illes Columbretes).
4. Analizar la interacción entre la actividad pesquera y los hábitats/especies que son objeto de estudio y/o protección. Para ello, se llevará a cabo la evaluación de la huella pesquera con periodicidad bianual en cada espacio protegido.

Área de estudio

Este estudio se está llevando a cabo en aquellos espacios protegidos de la Red Natura 2000 de ámbito marino de competencia estatal, comprendiendo 24 ZEC en las Islas Canarias y 16 ZEC, LIC y ZEPA en el Mar Mediterráneo (Fig. 1).

Las islas Canarias tienen la particularidad de que albergan especies de reptiles marinos de interés comunitario como la tortuga boba (*Caretta caretta*) y verde (*Chelonia mydas*), y de cetáceos como el delfín mular (*Tursiops truncatus*), el delfín listado (*Stenella coeruleoalba*) y el

delfín moteado (*Stenella frontalis*), el calderón tropical (*Globicephala macrorhynchus*), el calderón gris (*Grampus griseus*), o el cachalote (*Physeter macrocephalus*). Las zonas ZEC de Canarias definidas para este estudio son: 1. Área marina de La Isleta (ZEC ES7010016), 2. Franja marina de Mogán (ZEC ES7010017), 3. Sebadales de La Graciosa (ZEC ES7010020), 4. Sebadales de Guasimeta (ZEC ES7010021), 5. Sebadales de Corralejo (ZEC ES7010022), 6. Playa de Sotavento de Jandía (ZEC ES7010035), 7. Bahía del Confital (ZEC ES7010037), 8. Bahía de Gando (ZEC ES7010048), 9. Playa del Cabrón (ZEC ES7010053), 10. Sebadales de la Playa del Inglés (ZEC ES7010056), 11. Costa de Sardina del Norte (ZEC ES7010066), 12. Cagafrecho (ZEC ES7011002), 13. Sebadales de Güigüí (ZEC ES7011005), 14. Franja marina de Teno-Rasca (ZEC ES7020017), 15. Mar de las Calmas (ZEC ES7020057), 16. Sebadales del Sur de Tenerife (ZEC ES7020116), 17. Cueva marina de San Juan (ZEC ES7020117), 18. Sebadal de San Andrés (ZEC ES7020120), 19. Franja marina de Fuencaliente (ZEC ES7020122), 20. Franja marina Santiago-Valle del Gran Rey (ZEC ES7020123), 21. Costa de Garafía (ZEC ES7020124), 22. Costa de los Órganos (ZEC ES7020125), 23. Costa de los Órganos (ZEC ES7020126) y 24. Sebadales de Antequera (ZEC ES7020128). Estas zonas de estudio abarcan una importante representación de hábitats como bancos de arena poco profundos, arrecifes, y cuevas marinas.

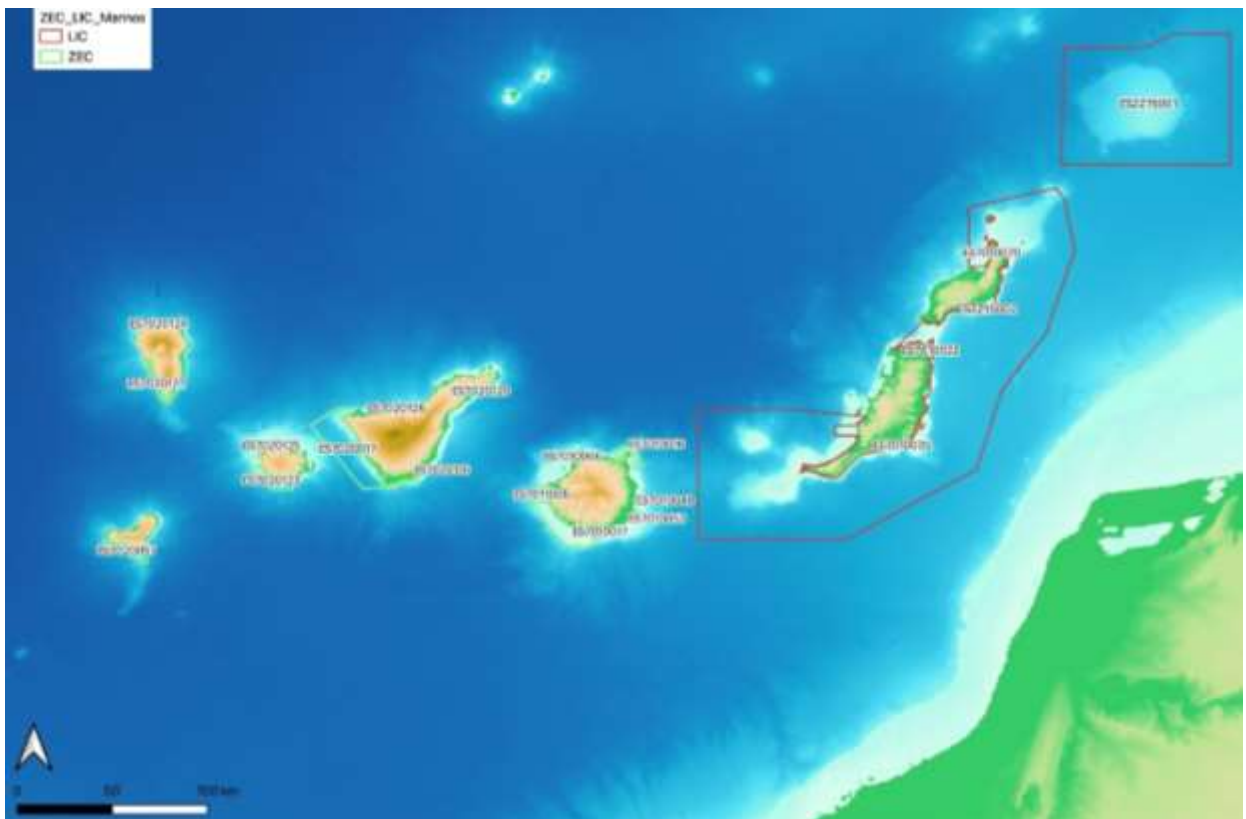


Figura 1. Mapa de las 24 zonas de estudio ZEC/LIC/ZEP del proyecto TEPESCO en Canarias.

En el Mar Mediterráneo, se definen 16 zonas de estudio (Fig. 2) con representación de diversas especies de interés comunitario como el delfín mular (*Tursiops truncatus*), la lamprea marina (*Petromyzon marinus*), la saboga (*Alosa fallax*), la tortuga verde (*Chelonia mydas*), o la cenicienta mediterránea (*Calonectris diomedea*), entre otras. Estas zonas también abarcan diversos hábitats como bancos de arena poco profundos, praderas de *Posidonia*, arrecifes y

cuevas submarinas. Las zonas correspondientes al estrecho de Gibraltar y Alborán que constituyen objeto de este estudio son: 1. Fondos marinos de Punta Entinas-Sabinar (ZEC ES6110009), 2. Fondos Marinos Levante Almeriense (ZEC ES6110010), 3. Arrecifes de Roquetas de Mar (ZEC ES6110019), 4. Fondos marinos de la Bahía de Estepona (ZEC ES6170036) y 5. El Saladillo – Punta de Baños (ZEC ES6170037). En la región Levantina Sur, se identifican las siguientes zonas: 6. Espacio marino de la Marina Alta (LIC/ZEPA ESZZ16007), 7. Espacio marino de Ifac (LIC ESZZ16006), 8. Espacio marino del Cabo de Les Hortes (LIC ESZZ16008), 9. Espacio marino de Tabarca (LIC/ZEPA ES0000214), 10. Espacio marino del Cabo Roig (LIC ESZZ16009), y 11. Valles submarinos del escarpe de Mazarrón (ES62200048). En la región Levantina Norte y Balear están: 12. Área marina del Cap Martinet (ZEC ES5310108), 13. Espacio marino del entorno de Illes Columbretes (LIC/ZEPA ESZZ16010), 14. Alguers de Borriana-Nules-Moncofa (LIC ES5222007), 15. Espacio marino de Oropesa y Benicàssim (LIC/ZEPA ES0000447) y 16. L'Almadrava (LIC/ZEPA ES5212005).

Para facilitar el estudio de esta área geográfica tan amplia, se ha repartido el trabajo por demarcaciones, asignando cada demarcación a distintos centros del IEO.



Figura 2. Mapa de las 16 zonas de estudio ZEC/LIC/ZEPA del proyecto TEPESCO en la región mediterránea.

Metodología

Identificación y caracterización de la zona de estudio y de la actividad pesquera en cada uno de los espacios protegidos

Inicialmente se realizó una recopilación de datos geográficos con el fin de describir el área de estudio, considerando capas ambientales con información batimétrica y geográfica principalmente en formato de modelos digitales del territorio (MDT) y tipos de fondo.

Asimismo, se realizó una revisión bibliográfica sobre trabajos existentes tanto en literatura científica como en literatura gris de las pesquerías ligadas a las áreas de estudio, a fin de establecer una estrategia de muestreo adecuada y validar posteriormente los resultados obtenidos. Se exploró, además, toda la información disponible en las bases de datos del IEO sobre capturas por marea o por día de pesca de la flota que opera en las zonas de estudio y su distribución espacial.

Para identificar y caracterizar la actividad pesquera de artes menores o pesca artesanal que tiene lugar actualmente en los espacios protegidos y su zona de influencia, se diseñaron dos tipos de encuesta: una general destinada a conocer las características de cada puerto y su relación con los espacios protegidos más cercanos, y otra encuesta dirigida a la flota pesquera, con la que se pretende identificar las principales artes de pesca utilizadas, así como las especies objetivo extraídas, la rotación estacional y los caladeros habituales donde faenan con cada *métier* de pesca. Ambas encuestas se han llevado a cabo a pie de puerto, en aquellos donde fuera más probable que hubiera actividad pesquera en las zonas de estudio, e intentando abarcar toda la flota artesanal para identificar embarcaciones que puedan estar operando en el espacio protegido o su zona de influencia. Además, ha sido completada con las notas de primera venta, el registro general de la flota pesquera, información aportada por las cofradías, información visual *in situ*, bibliografía e información estadística asociada al esfuerzo (número tripulantes por embarcación, eslora y CV, entre otras).

Distribución espacial del esfuerzo (huella pesquera)

Esta tarea se está abordando con dos aproximaciones distintas:

- 1) Utilizando datos obtenidos de los Sistemas de Seguimiento de Buques (SSB) para aquellas embarcaciones de >15 m que los llevan instalados por reglamento; y
- 2) Usando datos generados mediante un seguimiento específico con dispositivos GPS portátiles propios instalados temporalmente en las embarcaciones <15 m (que no disponen de SSB) y que hayan dado su consentimiento a ser monitoreadas.

Para las flotas de las comunidades autónomas que disponen de SSB se ha recopilado las series temporales lo más antiguas posible, y se analizarán estos datos para identificar, de cada barco y marea, los registros de datos correspondientes a la navegación diferenciados de los registros de datos correspondientes a maniobras de pesca.

En el caso del seguimiento específico mediante los GPS portátiles, se están obteniendo datos continuos registrados cada 3 minutos durante 10 días o más, dependiendo de la durabilidad de las baterías. El reparto de GPS se ha hecho en todos los puertos muestreados en función del número de embarcaciones que nos han permitido instalarlos. Además, se han facilitado estadillos para rellenar durante las mareas para identificar los tramos en que se registran datos de navegación y los tramos donde se registran datos de pesca, y poder atribuir un arte a cada una de las operaciones de pesca.

En paralelo, para validar los registros obtenidos mediante los SSB y GPS portátiles, se harán una serie de embarques con observadores a bordo que recopilarán tanto datos técnicos como datos biológicos (número de individuos por especie, talla y peso de la captura, descartes) de cada lance procedente de las mareas muestreadas.

En ambos casos, la distribución espacial de la actividad de la embarcación se combinará con las descargas procedentes de las hojas de primera venta u otros datos de captura obtenidos a partir de los puntos de primera venta, la red de informadores en lonja, observadores a bordo e información histórica de bases de datos. Dichos datos han sido corregidos y validados para la obtención de un mapa de caladeros que se ponderará por los esfuerzos totales y tipo de pesquería para obtener así una aproximación de la huella pesquera por *métier*.

Para determinar los caladeros por tipo de pesquería se están utilizando los datos representados en los mapas, procedentes de las encuestas, y trasladándolos mediante la georreferenciación en SIG a mapas que nos permitan calcular el esfuerzo pesquero acumulado, así como la generación de mapas de distribución espacial del esfuerzo para cada tipo de arte y/o *métier* de pesca. Esto se combinará con los datos obtenidos mediante los SSB y GPS portátiles. Todos los análisis espaciales se realizaron en QGIS.

Analizar las posibles interacciones entre tipos de actividad pesquera y los hábitats/especies objeto de protección

Por último, se analizarán las posibles interacciones entre tipos de actividad pesquera y los hábitats o especies objeto de protección en LIC, ZEC y ZEPA. Para ello, se recopiló información de la distribución espacial de hábitats disponibles en la capa EMODnet Map Viewer, utilizándola para generar una cartografía con la que obtener el porcentaje de área ocupada por cada tipo de hábitat en cada espacio protegido.

Para analizar cualitativamente la sensibilidad de estos hábitats a cada una de las presiones pesqueras, se desarrolló una matriz de sensibilidad, que fue completada por expertos conocedores tanto de los hábitats presentes como de las artes de pesca que operan en la zona de estudio. Siguiendo el cuestionario aplicado por Hammar *et al.* (2020), se pidió a los expertos que cuantificaran los efectos potenciales de cada táctica de pesca sobre los hábitats, con una categorización que va desde “la actividad no ejerce presión sobre el hábitat o un elemento del ecosistema” hasta “la actividad ejerce un impacto seguro en el elemento del ecosistema a causa de esta presión”. Para su validación, estas respuestas se acompañaron con un último apartado donde se valoraba el nivel de confianza que los expertos consideraban haber tenido en cada respuesta, clasificándolas de 0 a 3.

Junto con los resultados obtenidos previamente de la huella pesquera y de la matriz de sensibilidad, se está elaborando una cartografía con la que cuantificar espacialmente la vulnerabilidad de cada hábitat bentónico a cada tipo de presión (solapamiento espacio-temporal de hábitat y presión). Esta metodología se basa en la aplicada por Elliott *et al.* (2018), que tiene en cuenta la sensibilidad del hábitat a una presión concreta y su grado de exposición a ésta. Finalmente, se obtendrán mapas de riesgo combinando mapas de sensibilidad (a raíz de los valores de la matriz) y presión de hábitat, según la metodología desarrollada por Elliott *et al.* (2018) (Fig. 3).

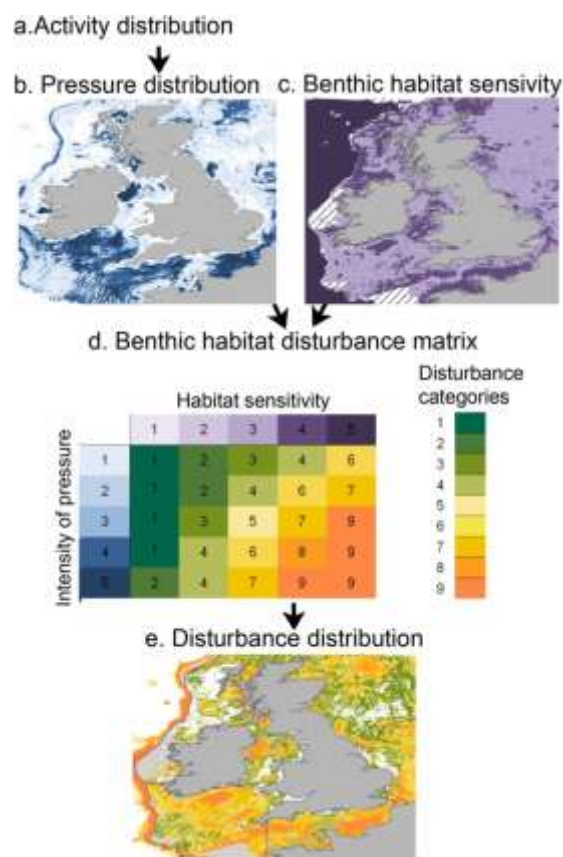


Figura 3. Ejemplo de metodología a desarrollar para elaborar los mapas de riesgo por arte y espacio protegido. Fuente: Elliott et al. (2018).

Referencias

- Elliott, S.A., Guérin, L., Pesch, R., Schmitt, P., Meakins, B., Vina-Herbon, C., González-Irusta, J.M., de la Torriente, A., Serrano, A., 2018. Integrating benthic habitat indicators: working towards an ecosystem approach. *Marine Policy*, 90, 88-94.
- Hammar, L., Molander, S., Pålsson, J., Crona, J.S., Carneiro, G., Johansson, T., Hume, D., Kågesten, G., Mattsson, D., Törnqvist, O. and Zillén, L., 2020. Cumulative impact assessment for ecosystem-based marine spatial planning. *Science of the Total Environment*, 734, p.139024.
- Institut Català de Recerca per a la Governança del Mar (ICATMAR). Evolució de les Captures i els Preus de Venda del Sector Pesquer a Catalunya: Comparativa 2021-2022 (ICATMAR, 23-03) 184 pp, Barcelona. DOI: 10.57645/10.8080.05.3.
- Maynou, F., Morales-Nin, B., Cabanellas-Reboredo, M., Palmer, M., García, E., Grau, A. M. 2013 Small-scale fishery in the Balearic Islands (W Mediterranean): A socio-economic approach. *Fisheries Research* 139: 11– 17.

TEPESCO: Seguimiento y evaluación de las actividades pesqueras en las ZEC canarias y ZEC, LIC y ZEPA mediterráneas: Resultados hasta la fecha.

B. García-Mañé¹, E. Arcas², A. Bernal³, A. Gran³, A. Rodríguez⁴, C. Estil-Las¹, C. Ortega⁵, D. Cano⁴, E. Barcala², J. Canoura⁵, J.M. Falcón¹, J. Baro⁵, J.C. Mendoza¹, J.M. Serna-Quintero⁵, J. Rodríguez⁴, L. Martín-García¹, M.A. Trujillo², M. Ruiz⁴, M. Sainz⁴, N. Dionis¹, P. Martín-Sosa¹, P. Verisimo⁴, P. Valcarce⁴, R. Aguilera², S. Mallo³, S. Jiménez¹, U. Fernández⁴, A. Punzón⁴.

¹*Centro Oceanográfico de Canarias, Instituto Español de Oceanografía (IEO-CSIC), Tenerife,*

²*Centro Oceanográfico de Murcia, Instituto Español de Oceanografía (IEO-CSIC), Lo Pagan, Murcia*

³*Centro Oceanográfico de Baleares, Instituto Español de Oceanografía (IEO-CSIC), Palma,*

⁴*Centro Oceanográfico de Santander, Instituto Español de Oceanografía (IEO-CSIC), Santander,*

⁵*Centro Oceanográfico de Málaga, Instituto Español de Oceanografía (IEO-CSIC), Málaga,*

TAREA 1- Identificación y caracterización zonas de estudio

Realización de encuestas de caracterización de puertos y flota

Para la caracterización de la pesca artesanal se va a explicar el ejemplo de la demarcación levantino-balear, en la que se encuestaron a los 7 patrones mayores correspondientes a cada cofradía de los puertos que van desde Gandía hasta Vinaroz, de los cuáles en su conjunto se constató la presencia de un total de 99 embarcaciones artesanales entre las provincias de Valencia y Castellón (38 en Valencia y 61 en Castellón). De la flota detectada, se realizaron encuestas a todas las embarcaciones que se encontraron amarradas en el puerto los días que se asistió (13 en puertos de la provincia de Valencia y 36 en puertos de la provincia de Castellón); lo que supone, según los datos recabados en las cofradías, el 49,4% y 65,8% de la flota que componen los puertos de Valencia y Castellón, respectivamente (datos desglosados en Tabla 1).

Tabla 1. Número de embarcaciones de la flota de artes menores de menos de 15 m de eslora en situación de alta provisional o definitiva, número de encuestas realizadas, número de barcos parados y porcentaje de la flota encuestada con puerto base en las provincias de Valencia y Castellón. El número de barcos parados hace referencia a aquellos censados pero inactivos. Para la obtención del porcentaje de flota encuestada se descuentan los barcos inactivos. La última columna indica el número de encuestas digitalizadas

PUERTOS C.VALENCIANA (Valencia y Castellón)	Encuesta puerto	Nº de barcos artesanales	Encuestas realizadas	Barcos Parados	% Barcos encuestados	Encuestas digitalizadas
VALENCIA						
Gandía	Si	31	9	3	32,1	9
Sagunto	Si	7	4	1	66,7	4
Total		38	13	4	49,4	13
CASTELLÓN						
Burriana	Si	11	7	2	77,8	7
Castellón	Si	14	8	1	61,5	8
Peñíscola	Si	11	7	1	70	0
Benicarló	Si	8	4	1	57,1	0
Vinaroz	Si	17	10	1	62,5	0
Total		61	36	6	65,8	15

Gracias a las encuestas sabemos que la mayor parte de la flota artesanal faena en los lugares más cercanos a su puerto base, y por tanto en los LIC más próximos. Teniendo en cuenta esta información, podremos hacer una primera aproximación de las áreas de pesca o caladeros junto con la presión pesquera artesanal en cada LIC.

Al representar la distribución espacial de las modalidades de pesca y caladeros de las artes censadas en Valencia, se observa un predominio de la pesca artesanal respecto al arrastre y el cerco, representando tres cuartas partes en Gandía, y la totalidad de las embarcaciones censadas activas en Sagunto. En la provincia de Castellón, salvo en Vinaroz y Burriana, la pesca de arrastre predomina, y en Castellón es prácticamente equitativo el número de embarcaciones que se dedican a cerco, arrastre y artes menores con una mínima representación del palangre (Figura 1).

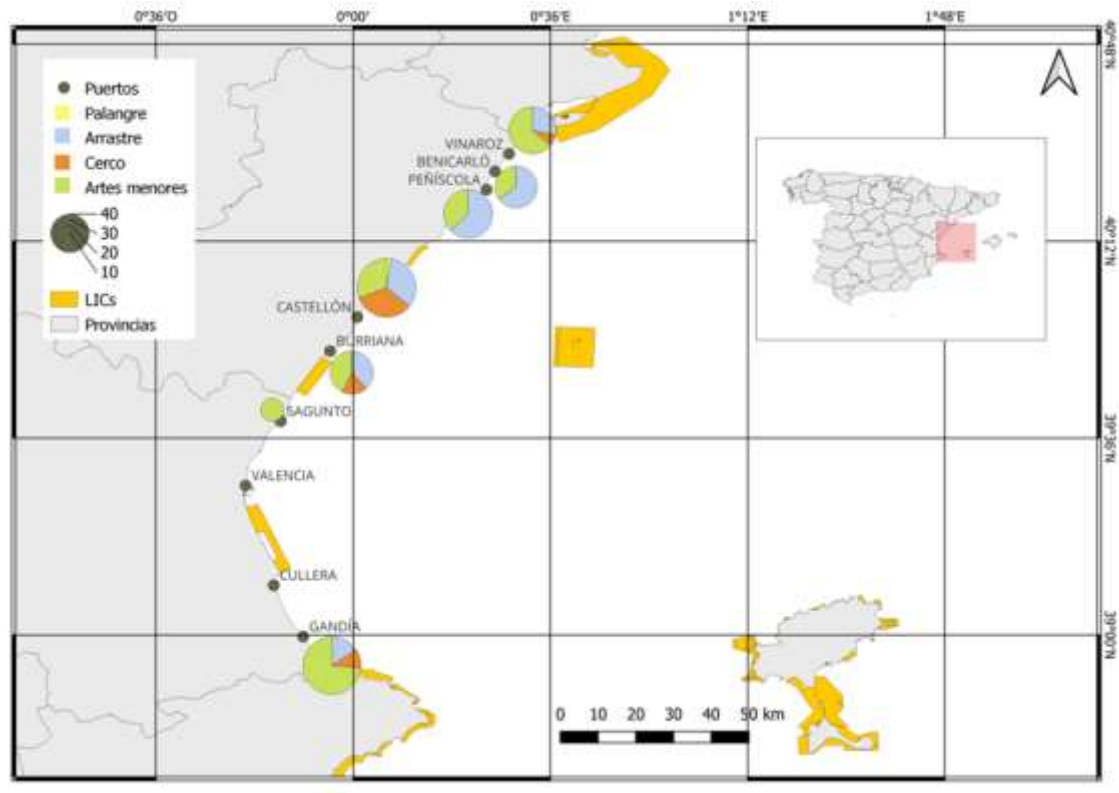


Figura 1. Diferentes modalidades de pesca (palangre, arrastre, cerco y artes menores) de las provincias de Valencia y Castellón. Los Lugares de Interés Comunitario (LIC) también se muestran. El tamaño de los diagramas es proporcional al número de barcos totales por puerto.

A partir de las encuestas realizadas al sector pesquero de artes menores en las provincias de Valencia y de Castellón (datos de los puertos de Gandía hasta Castellón), tras su digitalización y tratamiento con sistemas de información geográfica, se han podido elaborar unos primeros mapas de distribución de los caladeros en función de los distintos artes de pesca utilizados. Estos mapas muestran el alcance de las zonas que los pescadores suelen abarcar para faenar con cada uno de los artes y la importancia relativa del uso y extensión de cada tipo de arte. Como artes más extendidos y representativos de la pesca artesanal en la franja costera encontramos en similar grado de extensión, artes de trasmallo como la salmonetera, la sepiera, la langostinera, la lenguadera y la langostera, junto con la red clara o trasmallo claro usado habitualmente también para la pesca de langosta, tanto en el litoral como en zonas alejadas de la costa, principalmente alrededor del LIC Islas Columbretes.

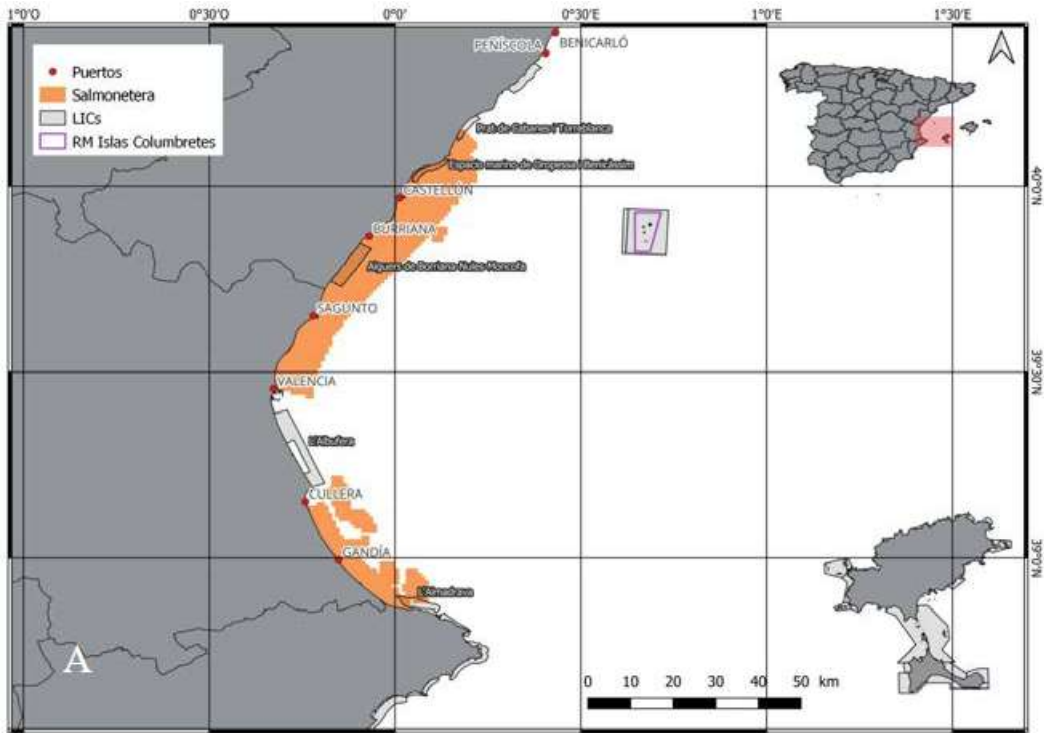


Figura 2. Caladeros de salmonetera

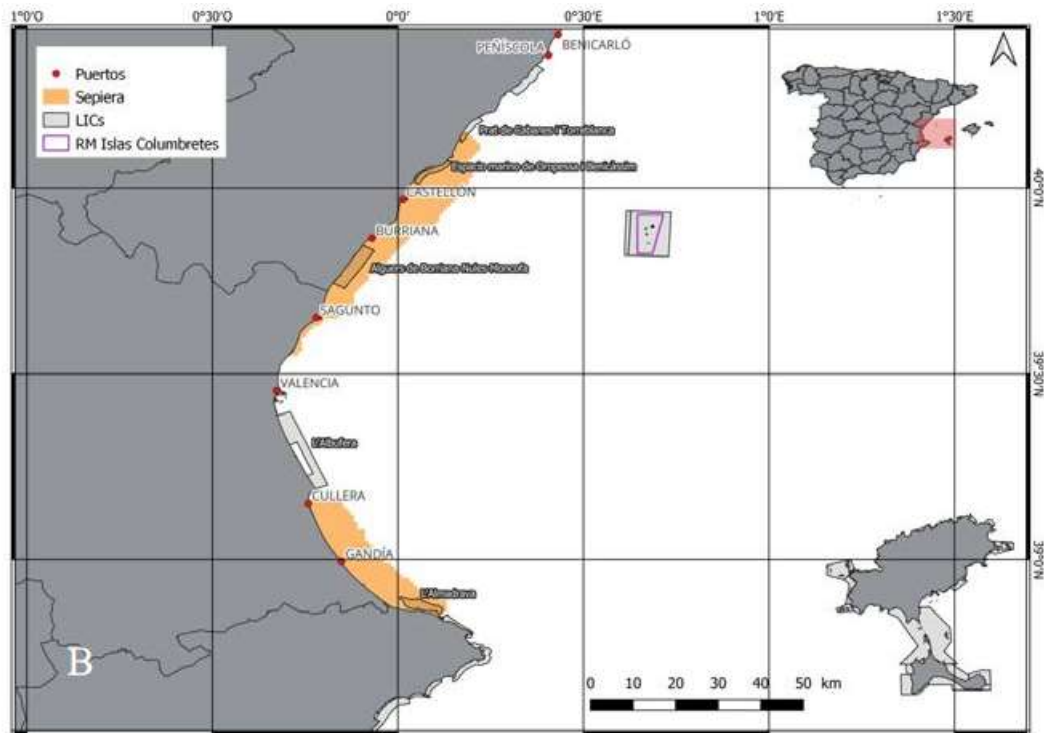


Figura 3. Caladeros de sepiera

TAREA 2- Obtención de la huella pesquera

Distribución del esfuerzo. Ejemplo con datos de cajas verdes (Málaga)

En los LIC del Estrecho/Alborán se ha elaborado un censo de embarcaciones a partir de datos cruzados del seguimiento espacial de embarcaciones (Cajas Verdes), de las hojas de venta y de las encuestas de flota y puertos realizadas durante el proyecto.

A partir del listado de barcos operativos, se realizó el procesado y análisis de la serie de datos espaciales procedentes de las Cajas Verdes de la flota pesquera artesanal andaluza. La serie analizada corresponde al periodo 2017-2021 y abarca 13 puertos pesqueros de las 4 provincias andaluzas con litoral mediterráneo. Los puertos pesqueros son Algeciras y La Línea en Cádiz; Estepona, Marbella, Fuengirola, Málaga, Caleta de Vélez en Málaga; Motril en Granada; Adra, Roquetas, Almería, Carboneras y Garrucha en Almería. Estos puertos están ubicados dentro o en las proximidades de los LICs de Bahía de Estepona (Málaga), Saladillo (Málaga), Arrecifes de Roquetas de Mar (Almería), Levante Almeriense (Almería) y Punta Entina Sabinar (Almería). Los datos de las Cajas Verdes se han filtrado por puerto y año. Cada fichero CSV obtenido contiene las siguientes variables; código identificador de la embarcación, fecha, hora, velocidad y coordenadas (latitud y longitud). Estos archivos fueron procesados por rango de velocidades, descartándose los puntos asociados a teóricas navegaciones y entrada/salida de puerto (velocidades superiores a 2,9 nudos). Se estableció como rango de velocidades de faena de pesca, el intervalo 0,5- 2,9 nudos. Se hizo una limpieza de puntos y trayectorias erróneas, así como el descarte de aquellos barcos con registros pobres en datos. Posteriormente, con la ayuda del censo creado se ha realizado un filtrado y un análisis más riguroso de la serie temporal de datos de Cajas Verdes (2017 a 2021) y se han elaborado capas vectoriales con los puntos “en pesca” para cada buque.

A continuación, se presentan los mapas de la distribución espacial de la flota artesanal que faena con rastro (Figura 4), con trampa (Figura 5) y con trasmallos (Figura 6) en la Bahía de Estepona, a modo de ejemplo de los resultados que se obtienen tras el tratamiento de los datos. El mapa de la figura 4 muestra una mayor presencia de embarcaciones de rastro en las zonas con fondos de arena y profundidad somera, acorde a la biología de las especies objetivo: chirla y coquina. Por el contrario, los mapas de las figuras 5 y 6, correspondientes a las modalidades de pulpo y trasmallo, muestran una distribución espacial más densa dentro de los límites del LIC.

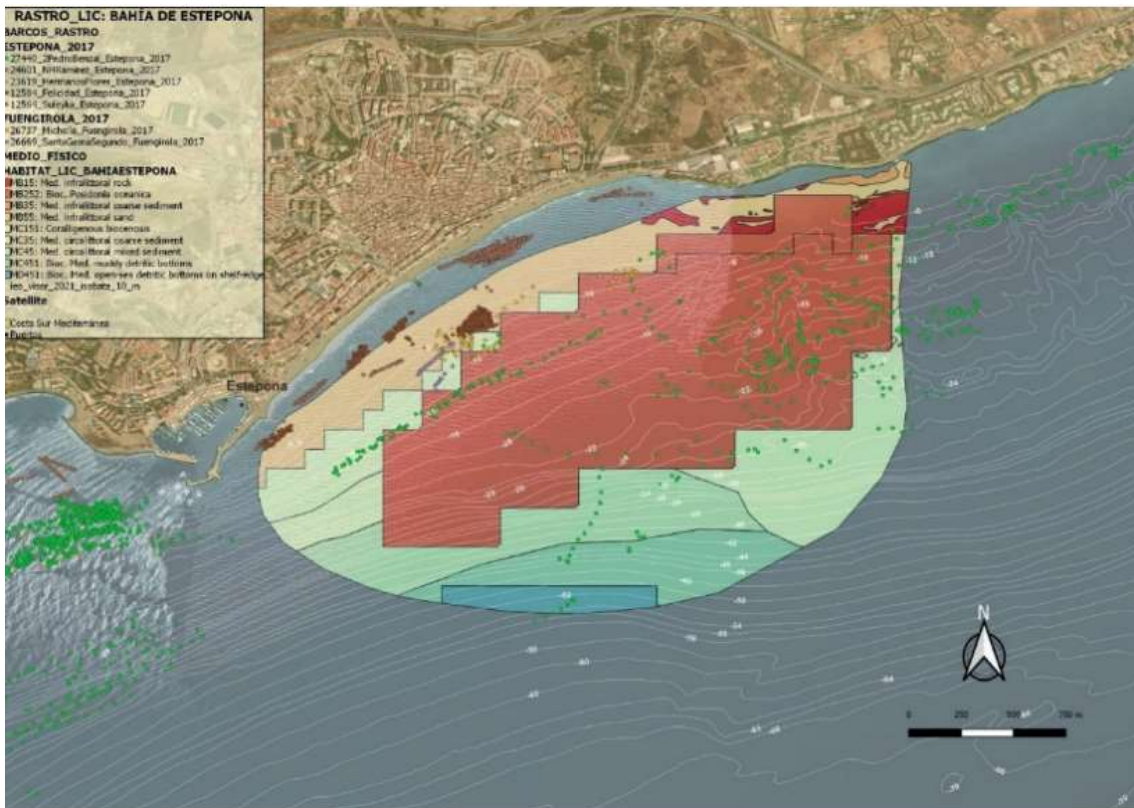


Figura 4. Distribución espacial de la flota artesanal que faena con rastro en el LIC Bahía de Estepona.

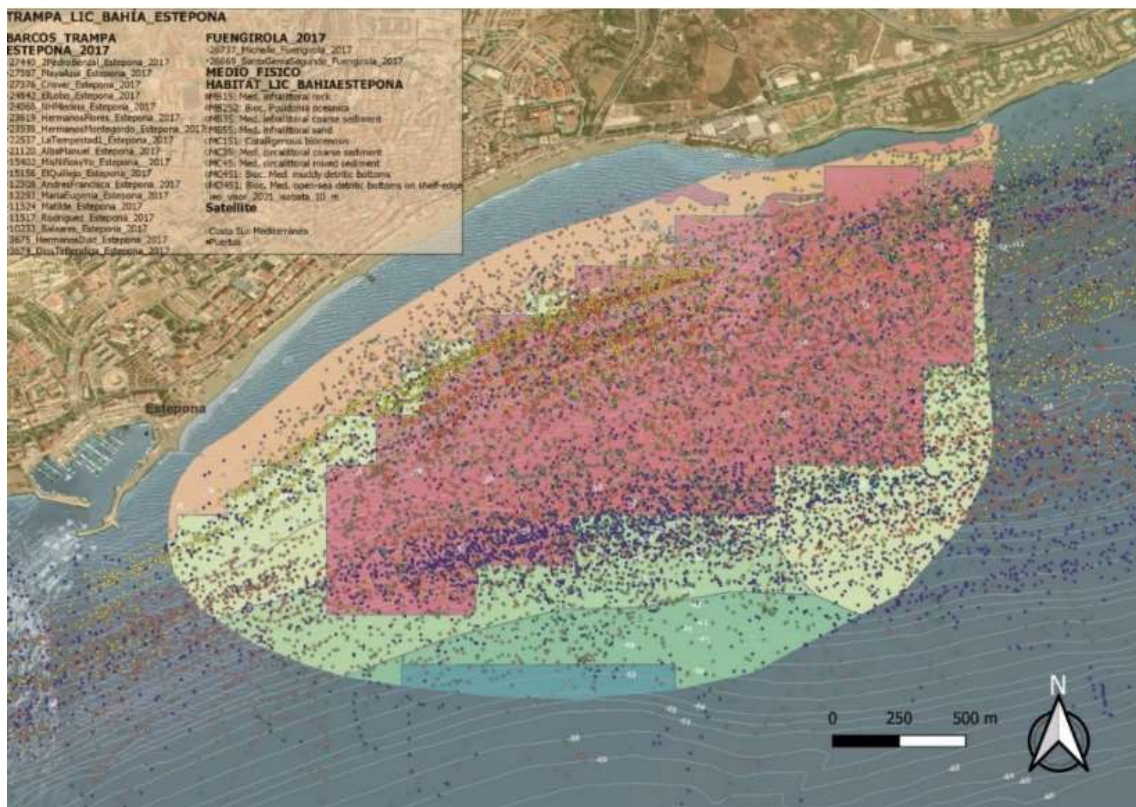


Figura 5. Distribución espacial de la flota artesanal que faena con trampa en el LIC Bahía de Estepona.

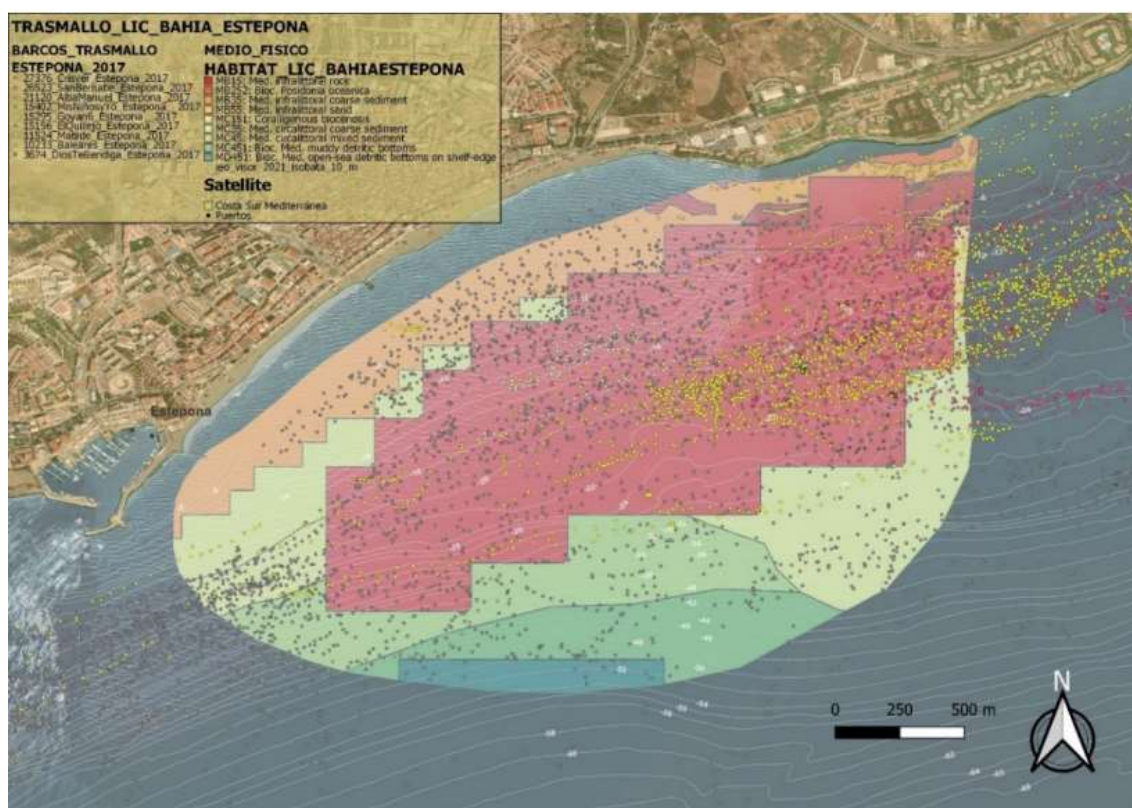


Figura 6. Distribución espacial de la flota artesanal que faena con trasmallos en el LIC Bahía de Estepona.

TAREA 3- Interacción con hábitats y especies

a) Análisis de sensibilidad del hábitat

La sensibilidad de cada hábitat (BHT, o OHT) a cada una de las presiones pesqueras se evaluó a través de la construcción de una matriz de sensibilidad que se completó por expertos.

En general, las valoraciones realizadas por los diferentes equipos de expertos de cada demarcación fueron bastante consistentes, sin grandes diferencias para los artes y hábitats. Para todas las demarcaciones, las valoraciones más altas de impacto sobre los hábitats las recibieron el arrastre y el rastro-dragas, siempre con un valor de 3 (impacto seguro) para todos los hábitats donde se ejerce la actividad (no valorado en el caso de Canarias al ser artes prohibidos que no se emplean). Para el trasmallo y el enmalle, casi todos los grupos de expertos asignaron un valor de 2 (impacto probable), excepto para el Levante y Baleares, donde se asignó un 3 al trasmallo. En el caso del palangre, casi todos los expertos coincidieron que el impacto es posible (valor 1), excepto en el caso de Canarias, donde se consideró probable (2), debido a la irregular y abrupta orografía de los fondos rocosos de las islas. Lo

mismo ocurre con las nasas, con un valor de 1 para casi todos los hábitats/demarcaciones, excepto algunos valores de 2 para los fondos rocosos de Canarias. Para el resto de artes y aparejos hubo coincidencia al asignar un valor entre 0 (sin impacto o impacto poco significativo) y 1.

Arte	HABITAT (BHT)																																OTROS HABITAT					
	Infralitoral coarse sediment Confidence	Infralitoral mixed sediment Confidence	Infralitoral mud Confidence	Infralitoral rock and biogenic reef Confidence	Infralitoral sand Confidence	Circalitoral coarse sediment Confidence	Circalitoral mixed sediment Confidence	Circalitoral mud Confidence	Circalitoral rock and biogenic reef Confidence	Circalitoral sand Confidence	Offshore Circalitoral coarse sediment Confidence	Offshore Circalitoral mixed sediment Confidence	Offshore Circalitoral mud Confidence	Offshore Circalitoral rock and biogenic Confidence	Offshore Circalitoral sand Confidence	Upper bathyal rock and biogenic reef Confidence	Upper bathyal sediment Confidence	Upper bathyal sediment or Upper bathyal Confidence	Lower bathyal rock and biogenic reef Confidence	Lower bathyal sediment Confidence	Lower bathyal sediment or Lower bathyal Confidence	Psilonia Confidence	11/20 Confidence	Confidence	Confidence	Confidence	Confidence	Confidence	Confidence	Confidence								
ESTRECHO/ALBORÁN																																						
Palangre	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
Trasmallo	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	
Enmalle	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	
Rastro -dragas	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
Arrastre	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Cerco	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2
Líneas	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2
Trampas	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Figura 7. Matriz de sensibilidad resultante en donde aparece calificado de 0 a 3 la sensibilidad de cada hábitat tipo (BHT) a las diferentes tácticas pesqueras en la demarcación del Estrecho/Alborán

b) Análisis de perturbación/vulnerabilidad del hábitat

I. Caso de estudio demarcación levantino-balear

En la demarcación levantina se ha realizado una prueba con los datos de muestreos recopilados por observadores a bordo en embarcaciones de pesca artesanal alrededor de las reservas marinas de la región de Murcia. Se han cruzado los datos de los observadores con las capas de sensibilidad de cada hábitat marino (BHT) a la presión del trasmallo (Figura 8), para conocer si las zonas en las que habitualmente faenan los pescadores con el arte trasmallo se corresponden con hábitats sensibles. La figura 9 muestra el mapa resultante de esta prueba, en el que se pueden observar las zonas con mayor perturbación (en granate oscuro), resultantes de ser zonas con alta presión de pesca con trasmallo y alta sensibilidad del hábitat. Estas zonas corresponden en su mayoría al infralitoral aunque también algunas recaen en el circalitoral, siendo el hábitat con mayor perturbación el “Infralitoral rocoso y arrecifes biogénicos” seguida del “Infralitoral de arenas”, ambos con una sensibilidad muy alta al trasmallo (2.5). Las zonas con perturbación media se encuentran en igual medida en el infralitoral y en el circalitoral y repartidas por todos los hábitats, mientras que las zonas con perturbación más baja se encuentran en su mayoría en el circalitoral con hábitats de arena, fango y sedimento grueso que se corresponden con sensibilidad más baja (1).

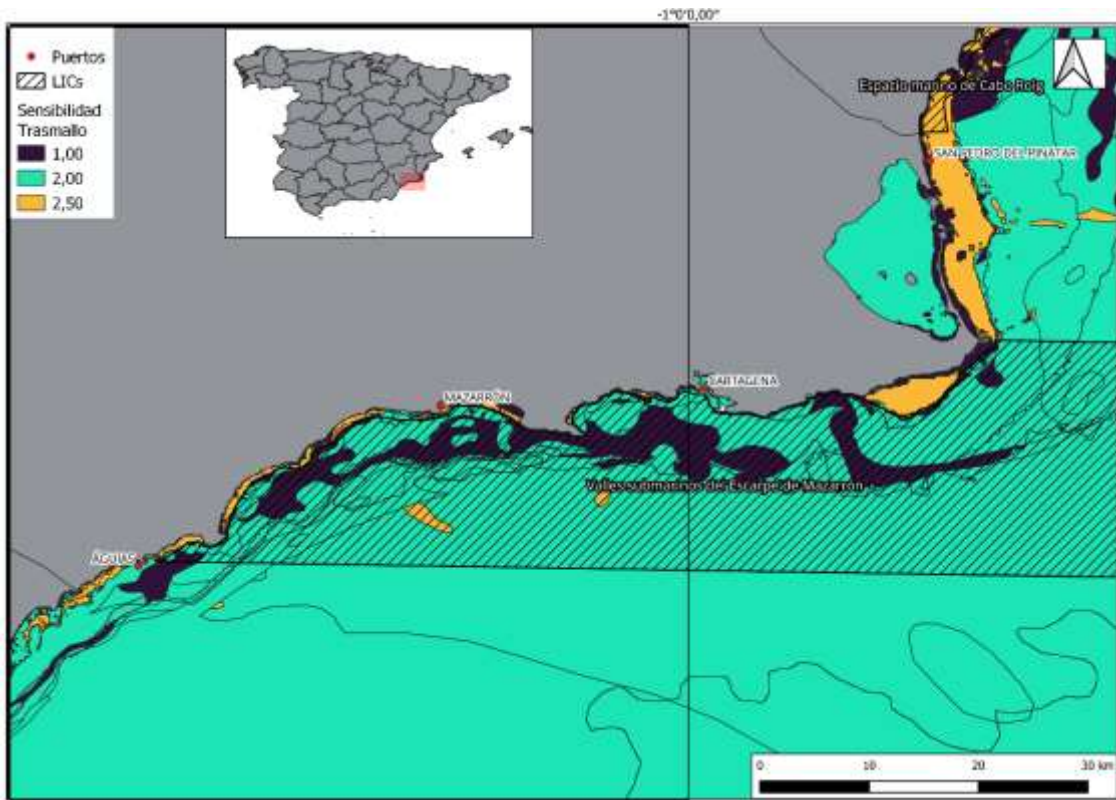


Figura 8. Mapa de la sensibilidad de los BHT al trasmallo

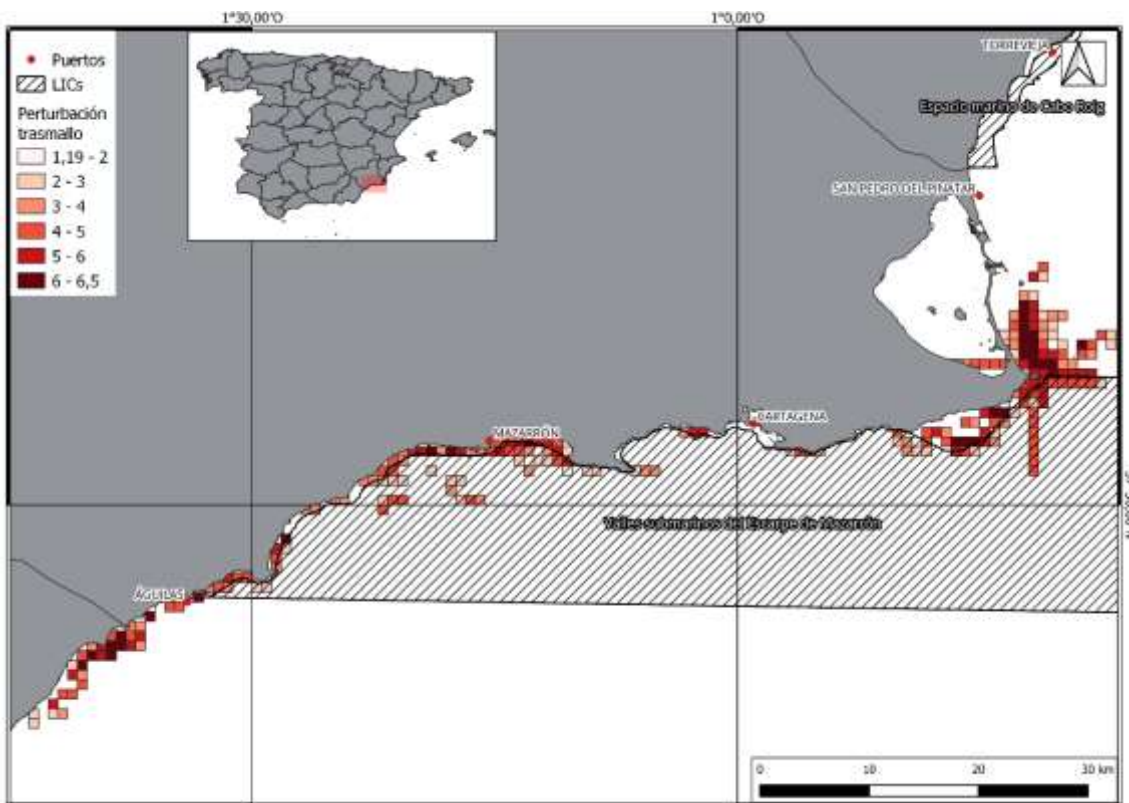


Figura 9. Mapa de riesgo o perturbación del trasmallo en la región de Murcia

II. Caso de estudio de la demarcación canaria

Para este ejemplo, se han empleado los Broad Habitat Type (BHT; Figura 10a), establecidos por EDMONET para la demarcación canaria y los datos de esfuerzo de pesca para el arte de pesca del alto, obtenidos a partir de las encuestas realizadas a las embarcaciones de la isla. En primer lugar, se tomaron los datos de sensibilidad para la pesca del alto y se añadieron a la capa de hábitats como una columna o campo nuevo y se emplearon estos valores para ser representados en el SIG (Figura 10b). Posteriormente, esta capa se cortó con la capa de esfuerzo de pesca (Figura 10c), los cuales ya se encontraban incluidos y representados en un grid. Con ello, conseguimos conocer la extensión de cada hábitat en cada grid, además del valor de esfuerzo de pesca. En varias celdas se encontraron más de un hábitat con distinta sensibilidad, así que fue necesario hacer una media ponderada según la extensión del hábitat en la celda para calcular el valor de sensibilidad más ajustado. Tras este ajuste, se aplicó la fórmula descrita por Elliott et al. (2018) para el cálculo del valor de la perturbación provocada por el arte de pesca analizada:

$$D = b + ab / b$$

Donde D es el valor de la perturbación, a es la perturbación y b la sensibilidad. Se empleó este valor, con un rango de variación de 1,87- 5, para su representación (Fig. 10d). Los valores decimales aparecen en las celdas en donde existían más de un hábitat y fue necesario calcular la sensibilidad ponderada por la extensión del hábitat.

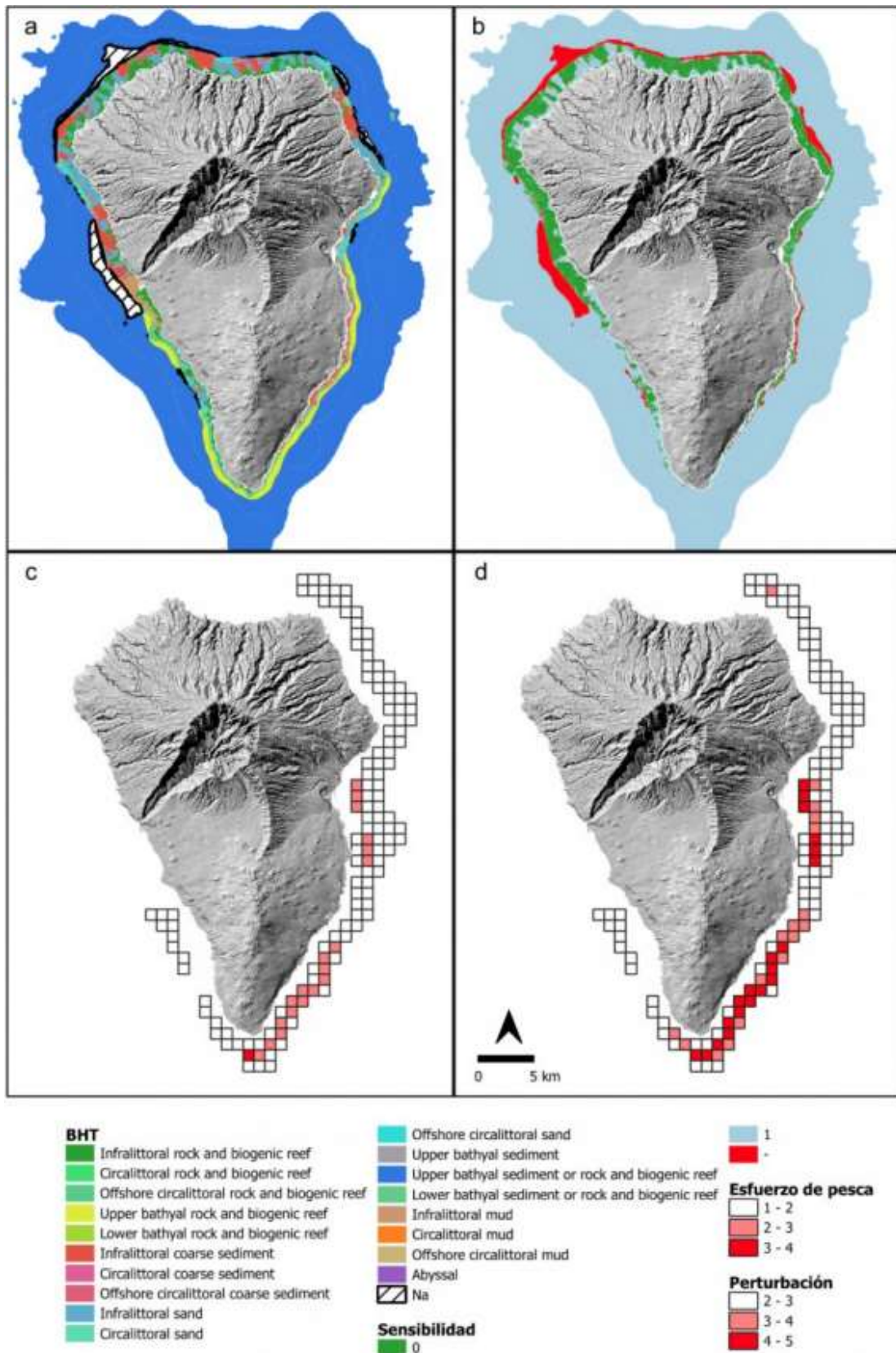


Figura 10. Caso de estudio de la “pesca del alto” en la demarcación canaria, con datos pobres para la distribución de BHT y del esfuerzo pesquero. a: Mapa de distribución de los BHT establecidos por EDMONET; b: Sensibilidad de los hábitats; c: distribución del esfuerzo pesquero; d: mapa de perturbación.

Conclusiones de la reunión del foro científico para la pesca española en el Mediterráneo celebrada en Palma los días 20 y 21 de septiembre de 2023

El foro ha celebrado su reunión anual en Palma con una importante representación de científicos y del sector pesquero.

Se destaca la importancia de poner en valor el conocimiento ecológico tradicional de los pescadores.

El Mediterráneo es una de las zonas en la que mayor calentamiento se está produciendo. Se observa que se está produciendo una expansión de las especies de aguas cálidas y una reducción de especies de aguas frías. Estos cambios en la abundancia de algunas poblaciones tienen impactos socioeconómicos notables.

El calentamiento global interactúa con otras presiones sobre el medio marino y compromete servicios ecosistémicos. Hay que buscar soluciones adaptativas innovadoras para mitigar los impactos socioeconómicos.

Es necesario conocer la conectividad de las poblaciones y abordar los retos de su delimitación espacial. Este es un aspecto básico para la gestión que necesita ser investigado en mayor profundidad.

Se señala la necesidad de establecer refugios para grandes reproductores que, en algunas especies como la merluza, se encuentran en fondos rocosos y zonas de pendiente pronunciada, no accesibles a la pesca de arrastre, pero sí a otros artes de pesca como palangre y redes de enmalle o trasmallos.

El sector se muestra preocupado por la situación de los pequeños pelágicos, probablemente relacionada con el cambio climático, así como por la aplicación del plan multianual para la gestión de los recursos demersales del Mediterráneo Occidental (MAP).

El MAP ha supuesto una importante reducción, en poco tiempo, del esfuerzo de la pesca de arrastre. Con ello parece que se está corrigiendo la situación de sobre-explotación de algunos stocks, aunque más lentamente de lo que estaba previsto en el MAP. Por ello, es más que probable que no se puede cumplir su objetivo de alcanzar el RMS en 2025. No se observa una relación lineal entre mortalidad de pesca y esfuerzo. Hay que resaltar también el desfase temporal que se produce entre la adopción de medidas y la evaluación de sus efectos en las poblaciones.

Las evaluaciones de los recursos en el Mediterráneo se realizan por duplicado (GFCM y STECF) y sus resultados no coinciden, cuando no son claramente contradictorios. Se debería intentar evitar duplicidades y aprovechar los recursos existentes para evaluar un mayor número de stocks.

La evaluación realizada sobre la llampuga con un método innovador indica que la especie no se encuentra sobrexplotada en el Mediterráneo aunque se trate de un recurso compartido por varios países.

La talla de primera madurez de la merluza se está reduciendo, lo que es un síntoma de sobreexplotación. Se captura todavía un importante número de juveniles de merluza que son descartados. Es necesario reducir los descartes mediante vedas espacio-temporales, pero sobretodo mediante mejoras de la selectividad

En pesquerías de gamba roja, el cambio de malla cuadrada de 40 a 50 milímetros en el copo de las redes de arrastre, se podría realizar sin provocar pérdidas significativas para el sector.

Es necesario conocer mejor la comercialización de los productos pesqueros del Mediterráneo. El mercado mediterráneo es deficitario en productos de la pesca y las importaciones superan claramente a las exportaciones.

Las pesquerías artesanales están poco estudiadas y deberían tener una mayor atención. Hay algunos proyectos en marcha en esta dirección.

La próxima reunión se celebrará el próximo año en la región de Murcia organizada por investigadores del Centro oceanográfico de Murcia del Instituto Español de Oceanografía.